

RENATA BERNARDES FARIA CAMPOS

**MIRMECOFAUNA EM ÁREAS DE MATA RIPÁRIA: IMPLICAÇÕES  
PARA CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DO ECOSISTEMA**

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

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2008

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

C198m  
2008

Campos, Renata Bernardes Faria, 1976-

Mirmecofauna em áreas de mata ripária: implicações para  
conservação e restauração do ecossistema / Renata Bernardes  
Faria Campos. – Viçosa, MG, 2008.  
ix, 106f.: il. (algumas col.) ; 29cm.

Texto em português e inglês.

Orientador: José Henrique Schoereder.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Formiga - Ecologia. 2. Matas ripárias - Conservação.  
3. Ecossistemas - Matas ripárias. 4. Biodiversidade -  
Conservação - Matas ripárias. I. Universidade Federal de  
Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 595.7967

RENATA BERNARDES FARIA CAMPOS

**MIRMECOFAUNA EM ÁREAS DE MATA RIPÁRIA: IMPLICAÇÕES  
PARA CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DO ECOSISTEMA**

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

APROVADA: 18 de julho de 2008.

---

Prof. Carlos Ernesto G.R. Schaefer  
(Co-Orientador)

---

Prof. Julio Neil Cassa Louzada

---

Tathiana Guerra Sobrinho

---

Prof. Rodrigo Ferreira Krüger

---

Prof. José Henrique Schoereder  
(Orientador)

Felipe, a você que me fez ver o mundo com outras cores...

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador Prof José Henrique Schoereder, pelo conhecimento, apoio, respeito, confiança e amizade.

À minha família e à Kely que participaram de grande parte desse trabalho, desde a confecção das armadilhas até os cuidados (comigo e com o Felipe) para que eu pudesse me dedicar à redação.

À Universidade Federal de Viçosa, por meio do Departamento de Biologia Animal (DBA) e Programa de Pós-Graduação em Entomologia, nas pessoas do coordenador, professores, secretárias e colegas por todo o conhecimento, incentivo e apoio. Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Comunidades pelas discussões, pela amizade e respeito.

Ao Rodrigo Feitosa pelo auxílio na identificação dos espécimes coletados e ao Rogério Rosa da Silva por confirmar a identificação das espécies, além da ajuda e sugestões durante meu estudo.

Ao Programa de Pós Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul pela oportunidade de participar do Curso de Entomologia de Campo na Base de Estudos do Pantanal.

A Fundação Caio Martins de Buritizeiros e aos proprietários de todas as áreas estudadas pelo acesso e apoio.

Ao projeto Nova Margem, em especial ao Marcos Vilela e ao professor Francisco de Assis Braga, pelo apoio e informações.

Ao Instituto Superior de Educação de Divinópolis (ISED) da Fundação de Ensino Superior de Divinópolis (FUNEDI), pelo apoio. Em especial à coordenação do curso de Ciências Biológicas, colegas e alunos pelo incentivo, apoio e crescimento proporcionados.

À CAPES/PROF por financiar a execução do projeto e concessão da bolsa.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	vi
ABSTRACT .....	viii
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	4
CAPÍTULO 1 .....	6
Abstract .....	7
Introduction .....	9
Material and Methods .....	11
Results .....	14
Discussion .....	16
References .....	21
CAPÍTULO 2 .....	41
Abstract .....	42
Introduction .....	43
Material and Methods .....	46
Results .....	51
Discussion .....	53
References .....	59
CAPÍTULO 3 .....	72
Resumo .....	73
Introdução .....	74
Material e Metodos .....	77
Resultados .....	81
Discussão .....	83
Referências .....	87
CONCLUSÃO GERAL .....	102
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	105

## RESUMO

CAMPOS, Renata Bernardes Faria, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julho de 2008. **Mirmecofauna em áreas de mata ripária: implicações para conservação e restauração do ecossistema.** Orientador: José Henrique Schoeder. Co-Orientadores: Carlos Frankl Sperber e Carlos Ernesto G.R. Schaefer.

Matas ciliares representam formações vegetais ameaçadas, incluídas na legislação como áreas de proteção permanente. Apenas a distância do rio e a riqueza de espécies arbóreas têm sido considerados parâmetros para a restauração e conservação de matas ciliares. A causa desta simplificação pode ser em parte atribuída à escassez de conhecimentos sobre a fauna de ambientes ripários e sua importância para ecossistemas ribeirinhos, conseqüentemente sobre o valor de corredores ciliares como abrigo e refúgio para diversos organismos. Por essa razão, estudamos diferentes aspectos das comunidades de formigas em quatro áreas ciliares. Primeiro investigamos a importância da perturbação como determinante da riqueza e composição local de espécies. Distância e altimetria relativas ao curso do rio estão relacionadas com inundação e efeito de borda, por conseguinte, relacionadas com distúrbios em florestas ribeirinhas. Esses fatores exercem influências diversas sobre formigas epigéicas nas áreas ribeirinhas estudadas. Por isso, diferenças idiossincráticas das áreas estudadas podem ser determinantes das comunidades de formigas. Para espécies arborícolas, a distância do curso do rio é o mais importante determinante da riqueza, evidenciando possíveis efeitos de borda. Distância entre pontos determinam a similaridade de espécies de formigas do solo em todas as áreas estudadas, sendo os pontos mais distantes uns dos outros mais dissimilares entre si. No entanto, a maior semelhança encontrada entre os pontos próximos não deve ser explicada pela especialização de formigas a um habitat específico, enquanto reprodução de formigas por brotamento de ninhos de formigas pode ajudar a explicar este padrão de comunidades de formigas em serapilheira. Para formigas arborícolas, a ausência de resposta da similaridade em função da distância e diferença na altimetria entre pontos pode ser explicada pela estreita relação entre formigas e espécies vegetais, em vez de influência do rio ou inundações. Em segundo lugar, investigamos se a mirmecofauna ripária apresenta um conjunto característico de espécies e se a composição dessa comunidade muda em função da distância em relação ao leito de rio. Nossos resultados não suportam a hipótese de que exista uma comunidade composta por espécies distintas nas margens dos rios. Cada uma das quatro áreas estudadas apresenta um conjunto característico de espécies. A comparação entre transectos dentro de cada área estudada mostrou que a composição de espécies varia

apenas quando transectos são suficientemente longos, o que está correlacionado com maiores distâncias de rio e mais importante, maior número de amostras. Diferentemente de resultados encontrados para as amostras próximas de grandes rios, a composição de espécies próximas a rios estreitos não difere significativamente. Independentemente das variações na composição entre e dentro das diferentes áreas ciliares, notamos que em cada uma das áreas, a semelhança na composição de espécies ao longo de transectos a partir das margens do rio não varia. Todas as áreas estudadas apresentaram o mesmo padrão de semelhança, para formigas no solo e árvores, evidenciando a não existência de espécies características próximo ao curso dos rios. Finalmente, atentamos para outro importante aspecto relacionado a áreas ripárias: a recuperação. Acompanhamos áreas reflorestadas por quatro anos desde o período de preparação do solo para o plantio das mudas. O objetivo foi compreender o modo com que a riqueza e a composição de espécies de formigas variam ao longo do tempo, em áreas ciliares urbanas reflorestadas. A riqueza de espécies de formigas de solo variou ao longo do período estudado, mas essa variação não pode ser explicada pelo reflorestamento, uma vez que o mesmo padrão foi encontrado em áreas que não foram reflorestadas. Para formigas coletadas em árvores não foi encontrada variação de riqueza. As alterações na composição das espécies ao longo do período de estudo foram encontradas na maioria das áreas, tanto para as formigas coletadas no solo como nas árvores. Estas mudanças ocorreram tanto em áreas reflorestadas, como naquelas onde não aconteceu o plantio de mudas. Além disso, não houve aumento da semelhança na composição de espécies em relação à área de referência ao longo tempo. Formigas têm sido apontadas como organismos que recuperam sua riqueza rapidamente após perturbações, entretanto é possível que o padrão para a composição seja diferente. Entre as áreas estudadas, um fragmento em regeneração natural há aproximadamente duas décadas mostrou-se mais semelhante à área de referência. Assim, estudos que consideram a identidade e abundância de espécies de formigas em um maior período de tempo podem revelar aumento da similaridade entre áreas reflorestadas e áreas sem perturbação enquanto estudos que avaliam apenas mudanças na riqueza podem ser pouco úteis para avaliação ambiental. Além do fato de a recuperação da comunidade possivelmente levar longo períodos de tempo, os resultados aqui apontados mostram que, se o objetivo das áreas protegidas é a conservação da biodiversidade, a legislação florestal merece atenção porque áreas estreitas parecem ser deficientes para este fim.



## ABSTRACT

CAMPOS, Renata Bernardes Faria, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2008.

**Ant fauna from riparian areas: implications to ecosystem conservation and restoration.** Adviser: José Henrique Schoereder. Co-Advisers: Carlos Frankl Sperber and Carlos Ernesto G.R. Schaefer.

Riparian forest strips are representative of the endangered vegetation formation, legally stated as permanently protected areas. Most of forestry laws consider only the distance from river course and flora species richness as parameters to restoration or conservation of riparian areas. To some extent, the cause of this oversimplification is the paucity of knowledge of the riparian fauna and its importance for riparian ecosystems, and hence the value of stream forests as shelter and refuge for terrestrial organisms. For that reason different aspects of ant communities were investigated in riparian areas. First we look for disturbance as a determinant of local species richness and composition. Distance and altimetry relative to river course are related to flood and edge effects, hence related to disturbances in riparian forests. These factors exert diverse influences on soil ant community in riparian studied areas. Therefore, idiosyncratic differences among studied areas can be important determinants of riparian ant communities. To arboreal ant species, the distance from the river course is the most important determinant of richness, evidencing possible edge effects. Distance between points affect ant soil similarity at all studied areas, hence species ant composition is more dissimilar in points more distant from each other. Nevertheless, the greater soil ant species similarity found between closer points should not be explained by specialization of ants to a specific habitat, while nest budding in litter ants can help to explain this pattern in litter ant communities. For arboreal ants the absence of similarity response to distance and altimetry difference may be explained by the close relationship between ants and plant species, instead by the influence of river or flooding. Second, we investigated if the riparian mirmecofauna presents a distinctive ant species composition and the community species composition changes as distance from this river increases. Our results does not support tested hypotheses that exists a common typical riparian ant species community in distinct river margins. Each area presents a characteristic ant species composition. Results of comparison among transect within each studied area showed that ant species composition of transects varies only when transects are sufficiently lengthy, which is related to bigger distances from river course and importantly larger number of samples. Differently, of results found for samples close to larger rivers, the species composition among transects at thinner protected riparian areas

did not differ significantly. Independently from variations in composition among and inside riparian forests, the similarity in species composition from very close to distant places from river margins does not differ. All studied areas presented the same pattern of similarity, for soil and arboreal ants, evidencing the non existence of particular species close to river courses. Consequently a particular riparian community may not exist and this community also is not the same for all regions in tropical areas. Finally, we look another important aspect relative to riparian areas: restoration. We followed reforested areas by four years since the period of soil preparation for seedlings planting. The aim was to thus understand how the richness and composition of species of ants vary over time, in urban riparian reforested areas. Ant soil species richness changed along the studied period, but this variation can not be explained by reforestation, as the same pattern was found in areas that have not been reforested. For ants tree was not found variation in richness. Changes in the composition of species over the period of study were found in most areas, both for ants collected in soil and in trees. This change occurred both in reforested areas, such as those which did not happen the planting of seedlings. Moreover, there was no increase in the similarity of the composition of species in relation to the reference area along time. If ants have been identified by fast numeric recovering, it is possible that the composition does not behave the same way. . Among studied areas, one fragment in natural regeneration throughout approximately two decades was more similar to the reference area thus studies that consider the identity and abundance of species of ants in a greater period of time may prove increase in the similarity between reforested areas and reference. Beyond the possible requirement of long periods to community restoration, if the objective of permanently protected areas is to conservation of biodiversity, the forestry law deserves attention because very small areas associated to narrow rivers appears to be faulty to this end.

## INTRODUÇÃO GERAL

Apesar de representarem porção relativamente pequena dos biomas, as matas de galeria destacam-se pela sua riqueza, diversidade e pelo seu papel na proteção dos recursos hídricos, edáficos, biológicos terrestres e aquáticos (Ward *et al.* 2002, Robinson *et al.* 2002, Paetzold *et al.* 2005). As matas de galeria, também denominadas matas ciliares, ribeirinhas, ripárias ou beiradeiras caracterizam-se por sua associação aos cursos d'água. Essas formações apresentam fisionomias vegetais distintas, condições ecológicas muito heterogêneas, tendo em comum apenas o fato de ocorrerem na margem de um curso d'água de drenagem definida ou não (Rodrigues, 2001).

Essas matas são importantes para a manutenção dos cursos d'água e mostram associação direta com a presença de mamíferos e com suprimentos de água doce para áreas urbanas (Klink e Machado 2005). Matas ciliares ou ripárias reduzem o rápido escoamento superficial, controlando a chegada de nutrientes, sedimentos, adubos e agrotóxicos e o processo de erosão das ribanceiras que provocaria assoreamento, influenciando também nas características físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos e principalmente na qualidade da água (Lima and Zakia 2001, Barrela *et al.* 2001). Raízes das árvores, que conferem estabilidade às margens, também propiciam a criação de abrigo para peixes e outros organismos aquáticos (Davide *et al.* 2000). Além disso, constituem-se na principal fonte de matéria orgânica para o ecossistema aquático, sendo que em certos casos, o fluxo de invertebrados terrestres pode chegar a prover metade da energia necessária para a alimentação de peixes, por exemplo (Baxter *et al.* 2005).

A dinâmica hidrológica faz com que as matas ciliares sejam ecossistemas extremamente complexos e heterogêneos, constituídos por diferentes tipos de habitats possibilitando nestas áreas a existência de grande biodiversidade (Brown Jr, 2004). Matas ciliares também constituem-se em ambientes que podem ser utilizados como refúgio e corredores ecológicos para diversos organismos podendo assim favorecer a manutenção da diversidade regional (Skagen *et al.* 1998, Rodrigues e Nave, 2001, Pither and Kellman 2002, Robinson *et al.* 2002, Suziki *et al.* 2002).

Tudo isto faz com que matas ciliares sejam protegidas por lei, incluídas na categoria de áreas de preservação permanente pelo Código Florestal (artigo 2 - Lei n.º 4.771/65). Portanto, toda a vegetação natural (arbórea ou não) presente ao longo das margens dos rios e ao redor de nascentes e de reservatórios deve ser preservada. Embora

a necessidade de sua preservação tenha sido reconhecida, o rápido crescimento das cidades, juntamente com a exploração agropecuária, vem acarretando a destruição de grande parte das matas ciliares. Por outro lado, a preocupação com a preservação da Mata Ciliar e o cumprimento da legislação vigente estimulam a criação de projetos que visam a manutenção de áreas que se encontram intactas e a recuperação das áreas já impactadas. Muitos destes projetos baseiam-se apenas nos conhecimentos sobre a flora, especialmente aqueles voltados para a recuperação, o que pode ser uma simplificação muito grande do processo de recuperação e manutenção deste ecossistema.

As comunidades de formigas são de grande importância ecológica, já que são responsáveis pela regulação da composição e abundância de comunidades de insetos e plantas (Hölldobler e Wilson 1990), e também por desempenharem diferentes funções nos ecossistemas. Assim, a diversidade local dessas espécies pode ser relacionada com características do ambiente, que por sua vez podem estar afetando a comunidade direta ou indiretamente (Campos *et al.* 2003; Ribas *et al.* 2003).

É importante salientar que as formigas têm sido apontadas como elemento importante para a manutenção da vegetação, em longo prazo (Brown Jr. 2001), uma vez que constituem importantes agentes na aceleração do ciclo de nutrientes em ambientes florestais e dispersores de sementes, além do próprio controle de espécies de formigas causadoras de danos à vegetação. Portanto, o conhecimento da mirmecofauna presente em ambientes de matas ciliares pode ter grande importância para o planejamento de ações para conservação deste ecossistema.

Desta forma, a presente tese investigou diferentes aspectos da mirmecofauna que habita matas ciliares. A tese se encontra dividida em três capítulos, que foram escritos na forma de artigos. No primeiro capítulo atentou-se para fatores determinantes da riqueza e composição de espécies de formigas em uma escala local. Testou-se a hipótese de que a perturbação por alagamento e pela existência da borda (entre a mata e o rio) determinam a riqueza e a composição de espécies local em árvores e no solo/serapilheira. Este capítulo está escrito no formato do *Journal of Applied Ecology*.

No segundo capítulo abordou-se uma escala maior do que a local, testando-se a hipótese de que as formigas que habitam regiões ciliares compõem uma comunidade característica, que por sua vez é associada a cursos d'água. Desta forma, estudou-se a importância de matas ciliares como ecossistemas de particular importância para a

conservação da diversidade mirmeicológica. Por isso, testou-se também a hipótese de que a composição de espécies de comunidades de formigas próximas a cursos d'água varia em função da distância do rio, estando assim a possibilidade de conservação da diversidade relacionada com a largura da área legalmente protegida.

Finalmente, no terceiro capítulo considerou-se a necessidade da criação e implantação de projetos de recuperação de ambientes ciliares que emerge na atualidade. Este capítulo teve por objetivo compreender como a riqueza e a composição de espécies de formigas variam ao longo do tempo após o reflorestamento de áreas ciliares urbanas. Para isso, testou-se a hipótese de que (i) o número de espécies de formigas aumenta com o tempo após o plantio. Independente do aumento na riqueza, também se testou as hipóteses de que a (ii) composição de espécies se modifica em função do plantio de mudas e (iii) esta mudança na composição se dá no sentido de um aumento na similaridade entre locais reflorestados e “nativos” após o plantio.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barrella, W.; Petrere Jr., M.; Smith, W.S. & Montag, L.F.A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. . In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (eds), *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp, São Paulo. pp.187-208.
- Baxter, C.V.; Fausch, K.D. & Saunders, W.C. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50: 201–220.
- Brown Jr. K.S. 2001 Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares tropicais. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (eds), *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp, São Paulo. pp 223-232.
- Campos, R.B.F., Schoereder, J.H. & Sperber, C.F. 2003. Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 41(2): 357-367.
- Davide, A.C. E;Ferreira, R.A.E.; Faria, J.M.R. & Botelho, S. A. 2000. *Restauração de matas ciliares*, Informe Agropecuário. Belo Horizonte. V 21, nº. 207, p.65-74.
- Holldobler, B.E & Wilson, O. 1990. *The Ants*. Harvard University Press, Cambridge.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005 A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1 (1):147-155.
- Lima, W.P. & Zakia, M.J.B. 2001. Hidrologia de matas ciliares. In Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (eds). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*, Edusp, São Paulo. pp 33-44.
- Paetzold, A.; Schubert, C.J. & Tockner, K. 2005. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems* 8: 748–759.
- Pither, R. & Kellman, M. 2002. Tree species diversity in small, tropical riparian forest fragments in Belize, Central America. *Biodiversity and Conservation* 11: 1623–1636.

- Ribas, C.R.; Schoereder, J.H.; Pic, M. & Soares, S.M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale process regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* 28: 305 – 314
- Robinson, C. T.; Tockner, K. & Ward, J.V. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 661–677.
- Rodrigues, R.R. 2001. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F.L. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo. Edusp, São Paulo. pp.91-100.
- Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. 2001. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F.L. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Edusp, São Paulo. pp.45-72.
- Skagen, S.K.; Melcher, C.P.; Howe, W.H. & Knopf, F.L. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology* 12:896-909.
- Suzuki, W.; Osumi, K.; Masaki, T.; Takahashi, K.; Daimaru, H. & Hoshizaki, K. 2002. Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management* 157 285–301.
- Ward, J.V.; Tockner, K.; Arscott, D.B. & Claret, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517-539.

## CAPÍTULO 1

Distance from river course and altimetry: ant community determinants in riparian forests

Renata B.F. Campos<sup>1</sup>, Julio N. Louzada<sup>2</sup>, José H. Schoereder\*<sup>3</sup>

<sup>1</sup> – Programa de Pós-Graduação em Entomologia; Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, CEP 36570-000; Brazil

<sup>2</sup> – Departamento de Biologia; Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG; Brazil

<sup>3</sup> – Departamento de Biologia Geral; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa, MG; Brazil

\*Corresponding author: Phone +31 3899 4018; email jschoere@ufv.br

Running title: Ant community in riparian forests



## ABSTRACT

Ant communities in riparian forests: effect of topography and distance from river

Renata B.F. Campos<sup>1</sup>, Julio N. Louzada<sup>2</sup>, José H. Schoereder\*<sup>3</sup>

<sup>1</sup> – Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Cep 36570-000, Brazil

<sup>2</sup> – Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brazil

<sup>3</sup> – Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brazil

\*Corresponding author: Phone +31 3899 4018 , email [jschoere@ufv.br](mailto:jschoere@ufv.br)

Running title: Ant community in riparian forests

## ABSTRACT

Many forestry laws consider only the distance from a river course and floral species richness as parameters to guide the restoration and conservation of riparian areas. To some extent, the cause of this oversimplification lies in the paucity of ecological knowledge of the riparian fauna and the habitat value of riparian forests for terrestrial organisms. We tested the hypothesis that disturbance affects the local species richness and composition of soil/litter and arboreal ants in four riparian areas, using distance from river course and topography to infer natural disturbance. Distance and topography exert diverse and often idiosyncratic influences on soil ant communities. For arboreal ant species, we found that the distance from the river course is the most important determinant of richness, suggesting the potential importance of edge effects. For soil (epigeic) ants, distance between sample points affected community similarity, with more distant sites hosting more dissimilar communities. Nevertheless, the greater similarity in soil ant species composition between closely spaced sites did not appear to be explained by the specialization of ants to a specific habitat. In the case of leaf-litter ant communities nest budding may help to explain the pattern. For arboreal ants the lack of any response of community composition to distance or elevation may be explained by the close relationship between individual ant and plant species distribution. Hydrological systems can generate variation in soil and vegetation, with associated effects on the fauna. Nevertheless, there is very little information on the specific mechanisms that link the physical environment (especially hydrological systems and soil), vegetation and fauna.

**Synthesis and applications:** Areas close to river usually present low ant species richness and sites close to each other are often more similar than distant ones indicating that small areas protected along narrow rivers may be insufficient for biodiversity protection. Idiosyncratic factors determines ant richness at riparian areas, therefore, we highlight the need for research into flooding areas and the importance of the wider riparian landscape to sustain ant communities. In the same way we emphasize the importance of regional focus, instead a universal one, to improve riparian conservation law and strategies.

Keywords: disturbance, diversity, gallery forest, species richness

## INTRODUCTION

Although riparian habitats have become a conservation priority in several parts of the world (Knopf *et al.* 1988), urban activities have progressively contributed to the decline of riparian forests across the world. This has affected forest management guidelines, resulting in laws aimed to protect riparian areas in various countries, including Brazil. In many threatened areas projects have been initiated to maintain and restore stream forest habitats, focusing on the conservation of hydrological resources and biodiversity. Most of these projects consider only distance from the river course and flora species richness as parameters to guide restoration or conservation efforts, which almost certainly represent an oversimplification of these complex ecosystems. To some extent, the cause of this oversimplification is the paucity of ecological knowledge of the riparian fauna and its importance for these ecosystems and therefore, the value of stream forests as refuges for terrestrial organisms (Darveau *et al.* 2001).

Invertebrates contribute the bulk of species diversity and biomass in many ecosystems and make fundamental contributions to ecosystem structure and function (Wilson 1987, Andersen and Lonsdale 1990). Among insects, the ants are a dominant group in terms of both biomass and species richness (Wilson 1987, Adis *et al.* 1998), and as such play particularly important roles in the structure and functioning of ecosystems. They affect energy flows, nutrient cycling (Guerra *et al.* 2007, Sousa-Souto *et al.* 2007), soil fertility and structure (Barros *et al.* 2001, Sousa-Souto *et al.* 2007), and often have impacts on other components of the fauna and flora (Boulton and Amberman 2006, Del-Claro *et al.* 2006). Ants have been suggested as biological indicators and ecological models because they are easily sampled, readily identifiable to species level, and responsive to environmental changes (Andersen *et al.* 2004) with their responses reflecting those of a range of other taxonomic groups (Andersen 1997, Andersen and Majer 2004, Underwood and Fisher 2006).

Early ecologists often regarded disturbances as ‘unnatural’ agents that prohibited the development of a stable climax system (Odum 1969, Bengtsson 1994). Nowadays, disturbance is considered a key factor in determining ant communities (Vasconcelos 1999, Adrew *et al.* 2000, Floren *et al.* 2002, Campos *et al.* 2003, Vasconcelos *et al.* 2006). Natural disturbances tend to occur as *pulses* followed by a reorganization phase. These are usually parts of natural ecosystem dynamics, and hence most organisms affected by such disturbances are adapted to survive them or to recolonize disturbed areas. Natural disturbances are important for maintaining landscape mosaics and

diversity by creating heterogeneity and new niches (Bengtsson 2002), and may be especially important for organisms that inhabit stream forests, because these systems are characterized by inundation and many other sources of natural disturbance. Natural disturbance regimes such as flooding, sedimentation, channel erosion and channel migration as well as tree-falls frequently occur in riparian areas (Suzuki *et al.* 2002), leading to a heterogeneous microsite structure (Duncan 1993, Nakamura *et al.* 1997).

Different sites are exposed to variable levels and types of disturbance, promoting the coexistence of different ant species in different areas of forest. For example, sites within stream forests have different probabilities of being inundated, and this difference may affect the local ant species composition. Although the importance of different sources of disturbance for ant communities is documented (Kaspari 1996a, Vasconcelos 1999, Adrew *et al.* 2000, Floren *et al.* 2002, Campos *et al.* 2003, Andersen and Majer 2004, Vasconcelos *et al.* 2006), the effects of disturbance by flooding on ant communities in riparian forests have, to our knowledge, not yet been studied.

Robinson *et al.* (2002) point out that many studies on the importance of hydrological disturbances on patterns of faunal diversity are based on studies of systems that had already been modified by human action. These authors stress the need for information on the variety of species adaptations to hydrological fluctuations and emphasize that studies conducted in intact riverine landscapes can add substantially to our understanding of the distribution and abundance of animals that inhabit riparian systems. Adis and Junk (2002) point out that some terrestrial invertebrates show physiological resistance against inundation or drought, phenological patterns that are synchronized with the natural (e.g. seasonal) fluctuations in water levels (quiescence or diapause of eggs or of adult invertebrates), and high dispersal ability, including migration. However, many species survive simply using a 'risk strategy', combining high reproduction and dispersal rates to cope with catastrophic events (Adis and Junk 2002).

In addition to the greater risk of flooding on river banks it is also necessary to consider the impact of edge effects that are associated with river margins. Edge effects can be remarkably diverse, including microclimatic changes, influx of generalized predators and parasites from surrounding habitats (Murcia 1995, Laurence 2000, Holway 2005) and in the special case of riparian areas the removal or deposition of sediment. Sobrinho and Schoereder (2007) found higher levels of ant richness in tropical forest remnants core than at the edges. Another study comparing species richness across natural edges between riparian areas and other habitats found that

morphospecies richness per pitfall was greater in the riparian habitat for wasps, beetles, flies and ants, with a significant increase in richness with distance into the riparian habitat for beetles (Dangerfield *et al.* 2003).

The fluidity of movement by individuals within and between habitats and how such movements are affected by the real or apparent barriers that edges represent can determine local patterns of species richness (Dangerfield *et al.* 2003). The water course itself defines a hard limit of the riparian forest habitat for most taxa, including ants. In this sense the chance of colonizers to arrive at the forest margin is lower since the river limits the establishment of new nests by budding and also for those which produce alates, especially in very large rivers. Nevertheless, the hypothesis that the negative factors associated with edge-effects at river margins can have an over-riding effect on reducing ant richness has not, to our knowledge, been tested.

In this study we tested the hypothesis that natural disturbance affects the local species richness and composition of soil/litter and arboreal ants. To test the effect of disturbance on species richness, we used distance from the river and topography to infer the probability of inundation (disturbance). We expected that: (i) species number increases with increasing distance from the river course (ii) species number increases with increasing elevation relative to the river. To understand the disturbance effects on community composition we tested the effects of distance and level difference from the river course between points on the similarity of species composition for each pair of sampled points. We expected that: (i) places with similar distances from river (closer places) present lower dissimilarity and (ii) places with similar level differences from river course also present lower dissimilarity.

## MATERIAL AND METHODS

### *Sampling areas*

The research was carried out in four forest stream areas. The first one is located in the Pantanal, the largest tropical continental wetland area of the world. The Pantanal is a 140,000 km<sup>2</sup> floodplain complex in western Brazil and adjacent parts of Bolivia and Paraguay. It is a transitional area between the two largest basins in South America (The Amazon and Paraguay basins) and it possesses a particular annual water cycle that completely modifies the landscape, during flooding, rivers inundate extensive plains, several kilometers long, from October to April. The cycle of flooding is the most important phenomenon in the region, and it is caused by the low soil drainage and

subdued topography rather than to local rainfall (Calheiros *et al.* 2000 ). Samples were collected at the margins of the Miranda river, close to Passo do Lontra, Corumbá, MS (19°22'-19°35'S, 57°0'-57°3'W), where altitude is approximately 90m above sea level.

The other three areas are located in the cerrado biome within the São Francisco Basin. The cerrado is the second largest biome in Brazil (after the Amazon). Its typical savanna climate presents the dry season during austral winter lasting from April to September (Dias 1992). Cerrado soils are usually well-drained, riparian forests are the vegetation along the watercourses.

One of the studied areas is near do Buritizeiro city (17°16'12" S, 44°55'48" W), at the São Francisco basin. Samples were collected in the left margin of São Francisco river (a.s.l., 872 m). Average annual temperature, 23.4 °C, and rainfall is 1,044 mm/year (Golfari 1975). At this area, the São Francisco river width is more than 300 m and the margin was higher than 10 meters from the river course during sampling. The margin elevation regularly increases with distance from the river, reaching more than 24 meters in more distant points from river course.

The other two areas are located in the upper São Francisco, and are adjacent to São Francisco river tributaries. One of them is close to Divinópolis city, at the right margin of Itapeçerica river (20°11'20" S, 44°53'38" W). This river drains into the Pará river which itself is a main tributary to the São Francisco (a.s.l 707m, average temperature, 16° C in the winter and about 25° C in the hot season, precipitation between 1100 and 1700mm/year). The river width is approximately 30 meters and the margin is between 1.75 and 7.26 meters in studied area. The margin elevation does not increase regularly with the distance from the river.

The last area studied is located close to Serra do Cipó district, in the margin of Paraúna river (19°16'12.7"S, 43°38'54.1"W) where samples were collected (a.s.l. 735m, the average temperature, 17° - 18.5° C, precipitation from 1.450 to 1.800 mm/year). The river margins of the studied area present a regular topographical gradient of increasing height with distance from river course. The topography is steep and the height of the river bank increases from 1m to more than 12m within 80m from the margin. In contrast to the other areas this site has some human disturbance in the form of a road, approximately 80m from river margin.

#### *Data sampling and specimen identification*

Pitfall traps were installed and remained in the field for 48 hours (Bestelmeyer *et al.* 2000). In each area, we marked three transects, perpendicular to the river. A pair of

pitfall traps were installed at distances of 10 meters from each other along each transect. In each point of each transect one trap was installed in the soil to collect soil and litter ants, and the second trap was installed 1.50 meter above the soil, in the nearest tree to the sample point, to collect arboreal ants. Since the size of the protected riparian area is proportional to the river width the length of transects adopted was also proportional to the distance across the river. Because river width varied amongst sites (São Francisco river: 250m, Miranda: 100, Itapecerica: 30m, Paraúna: 10m) the length of transects also varied. Therefore, the transects measured 250 m for São Francisco river, 150 m for Miranda, 100 m for Itapecerica and 80 m for Paraúna river, totalizing 150, 90, 60 and 48 samples collected in the margin of São Francisco, Miranda, Itapecerica and Paraúna rivers respectively.

Samples close to Miranda river were collected at the beginning of the rainy season (October/2004) and the other ones in the end of rainy season (February/2005 in São Francisco margin, March/2006 in Paraúna margin and March/2007 in Itapecerica margin).

Distance and height differences (elevation) relative to the river course were measured for each point, using a measure tape and a plummet respectively. Specimens were sorted and identified to genera with the help of the identification keys of Bolton (1994). The subfamily classification suggested by Bolton (2003) was adopted. When possible specimens were identified to species using the reference collection of the Laboratório de Ecologia de Comunidades – UFV of the Departamento de Biologia Animal at the Universidade Federal de Viçosa where voucher specimens were deposited.

#### *Effects of disturbance on species richness*

The effects of distance and topography (elevation) on ant richness were tested with multiple linear regression, using a Poisson error distribution, corrected for over dispersion when necessary. Distance, level difference and their interaction were used as explanatory variables and the number of species was used as response variable. Tests were carried out separately for tree ants and soil ants for each studied area. The complete models were adjusted and simplified, when possible, by excluding non significant variables and verifying effects on deviance (Crawley 2002).

#### *Effects of distance between points and topography on species composition*

To test effect of distance and topography on species composition, we calculated the species dissimilarity between every pair of points using the Bray-Curtis method, with the package "*Vegan*" (Oksanen 2004) for each transect in each area. We also calculated the difference of level and distance between all pairs of points. Subsequently we tested the effect of differences in distance and height on ant dissimilarity with a multiple regression, using a binomial error distribution. Variation of distance, difference of level and their interaction were used as explanatory variables and dissimilarity of species between pairs of points was used as response variable.

All analyses were carried out separately for soil and arboreal ants of each area using R software (R Development Core Team 2004). The complete model was adjusted and then simplified by excluding variables that do not contribute significantly and verifying effects on deviance (Crawley 2002). All analyses were followed by residual analyses, to check for the suitability of the models and distributions used.

## RESULTS

We collected 140 ant species from 34 genera and seven subfamilies (Table 1). A total of 84 species were collected with arboreal traps, of which 22 species were exclusive to this stratum. The number of species per arboreal trap ranged from zero to seven (mean = 2.16). In soil traps, 118 species were collected, of which 56 were exclusive to this stratum. The number of species per soil trap ranged from zero to 13 (mean = 5.02).

At the São Francisco river 71 species were collected, with 65 species in soil traps and 42 in arboreal traps. Six species were collected only in arboreal traps and 29 only in soil pitfalls. At Miranda river margin we collected 61 species, with 42 in soil traps and 39 in arboreal traps. Nineteen species were collected only in arboreal pitfalls and 22 only in soil. Close to the Itapecerica river a total of 61 ant species were collected, with 30 in tree traps and 47 in soil traps. Thirty-one were collected exclusively in soil traps and 14 exclusively in arboreal pitfalls. Close to Paraúna river 47 species were collected. Soil traps collected 36 species 24 of which were exclusive to this stratum. Arboreal traps collected 23 species of which 11 were exclusive.

### *Effects of disturbance on soil species richness*

At the São Francisco river the full model for soil ant richness was not significant ( $\chi^2 = 4.79$ ,  $p=0.19$ ). Therefore neither level difference nor distance from river course



helped explain the local ant species richness. At Miranda only the difference in topography has a significant effect. Soil ant species richness increased with the height relative to the river level ( $\chi^2 = 60.15$ ,  $p < 0.001$ , Fig. 1), whereas the distance from river was not significant. Close to Itapecerica river, richness increased with elevation ( $\chi^2 = 45.90$ ,  $p = 0.015$ , Fig. 2) and with distance from the river course ( $\chi^2 = 41.39$ ,  $p < 0.034$ , Fig. 3). In contrast to the other areas, in Paraúna river only distance from river was statistically significant ( $\chi^2 = 44.61$ ,  $p = 0.011$ ), but there the richness decreased with river distance (Fig. 4).

#### *Effects of disturbance on arboreal species richness*

For the São Francisco river margin only distance from river made a significant contribution to explaining differences in species richness ( $\chi^2 = 78.32$ ,  $p < 0.001$ , Fig. 5). Distance from river was also an important factor for the Itapecerica ( $\chi^2 = 18.26$ ,  $p = 0.036$ , Fig. 6). In Miranda neither factor was significant. In the Paraúna species richness increased with distance from the river ( $\chi^2 = 31.20$ ,  $p = 0.008$ ), and the interaction between level difference and distance from the river course was also significant ( $\chi^2 = 26.30$ ,  $p = 0.027$ , Fig. 7).

#### *Effects of distance between points and topography on soil species composition*

For São Francisco neither distance between points nor difference in topography between points was associated with the similarity of ant species communities in the soil ( $\chi^2 = 0.63$ ,  $p = 0.443$ ). Conversely, for the Miranda river site the distance had a significant effect ( $\chi^2 = 88.80$ ,  $p < 0.001$ , Fig. 8). For the Itapecerica distance between points ( $\chi^2 = 27.91$ ,  $p < 0.001$ ), difference in bank elevation ( $\chi^2 = 27.27$ ,  $p = 0.05$ ) and the interaction between factors ( $\chi^2 = 26.25$ ,  $p = 0.01$ , Fig. 9) all exerted a significant influence on the dissimilarity in species composition of ant communities. Finally, for the Paraúna site, soil ant species similarity between points was also affected by geographic distance ( $\chi^2 = 15.4412$ ,  $p = 0.002$ , Fig. 10).

#### *Effects of distance between points and topography on arboreal species composition*

Similarly to the case for soil ants, in São Francisco neither distance nor difference in bank elevation between points was associated with the similarity of ant communities ( $\chi^2 = 2.31$ ,  $p = 0.191$ ). Close to the Miranda river the generalized linear model for arboreal ant dissimilarity was significant ( $\chi^2 = 191.26$ ,  $p < 0.001$ ), although in

the same way as the model for soil species, only the effect of distance difference was significant ( $\chi^2 = 181.52$ ,  $p < 0.001$ , Fig. 11). Therefore, ant dissimilarity between sites increased with increasing geographic distance, independent on arboreal or soil habitat.

Arboreal ant similarity at Itapecerica was not affected by differences in elevation between points, nor by distance ( $\chi^2 = 2.39$ ,  $p = 0.148$ ) – a result that is the opposite of that found for soil dwelling species. In the same way as Itapecerica, the full model to explain differences in arboreal ant composition at Paraúna was not significant ( $\chi^2 = 25.22$ ,  $p = 0.286$ ).

## DISCUSSION:

### *Effects of disturbance on species richness*

Despite the fact that distance and elevation exert diverse influences on soil ant communities in the areas of riparian habitat we studied, our results illustrate that natural disturbance can play an important role in structuring these communities. The variable importance of distance and topography (elevation) from river course on ants species richness at geographically distinct sites can be related to the fact that flood risk is closely linked to geomorphologic and soil conditions (Lima and Zakia 2001), and the study areas are markedly dissimilar in these aspects.

The lack of a river distance effect on species richness in São Francisco and Miranda may still support the hypothesis that disturbance influences ant richness, because the probability of inundation does not seem to be directly related to distance from the rivers in these two areas.

At the São Francisco river margin, the regime of flooding is very distinct because the river banks are consistently high (10.3 meters or more). In this area flooding is infrequent but reach astonishing dimension when occurs, inundating whole studied area. Therefore, flooding may present a distinct influence on the ant soil community in this area. Flooding did not occur in the studied area at the year which this study was carried out preventing us to perceive any flood immediate consequence. The same reasoning can be applied to explain why elevation was not associated with the richness of arboreal ants in any riparian area. Arboreal ants may be protected from flood due to their nesting and foraging habit, but unpredictable vast flooding can affect the whole ecosystem.

The flooding regime of the Miranda river is distinct from the other sites. In the Pantanal the seasonal inundation does not necessarily commence in places close to the

water course. Instead, flood risk is associated with the existence of poorly drained soils (Soares *et al.* 2006), and gently sloping topography (Calheiros *et al.* 2000) – indicating that lower places are inundated first and probably stay inundated for longer. As a result these sites are possibly the first to be left by the ants and the last to be recolonized, resulting in its low observed species richness.

In Itapecerica river the importance of elevation in determining ant richness is linked with the distance from river course, since lower places are also closer to the river. Therefore, distance and elevation are correlated and may help explain variation in soil ant richness together, because the flooding starts in the margin and progress into the riparian forest.

Although the main effect of flooding is the inundation itself, the modification of the physical environment, mainly the soil, as a consequence of flooding can indirectly affect ant communities. For example, one study showed that ant species richness is enhanced in sandy soils. Even if our study was carried in a desert habitat, our data corroborate those results, because higher places are richer in sand than lower sites (Jacomine 2001).

In mangroves, a system that is subjected to daily inundations, ants can respond by mechanisms of tolerance or isolation to inundation. Nielsen (1997) reported that ants seal their nests and retain air inside them during inundation periods. However, inundations in mangroves are of short duration compared to the Itapecerica sites, where the inundations may persist for several days or to the Pantanal, where they persist for several months. The lack of studies focused on possible mechanisms that would allow ants to live in inundated places reinforce the suggestion that movement away from the flooded area is the only opportunity for soil ants to survive. This is consistent with the recent review by Adis and Junk (2002) who point out that most arthropod species survive in floodplains simply using a ‘risk strategy’, combining high reproduction and dispersal rates to allow a rapid response to catastrophic events. Some ant species have even been witnessed moving their nests to another site (Byrne 1994, Herbers 1994, Franks and Sendova Franks 2000), raising the suggestion that in riparian areas some species could relocate to dry sites, such as trees or higher points, during flooding.

Soil ants that move to dry sites may cause indirect effects to the resident ants (including arboreal species if soil ants migrate vertically), through elevated competition for food or nest sites. Hence, the absence of relationship between the species number of ants in trees and elevation may be determined by restriction of richness due to a limiting

resource or environmental condition (Ribas *et al.* 2003, Ribas and Schoereder 2004), instead of disturbance by inundation.

The relationship between distance from river and richness close to Paraúna river may also be explained by the geomorphology, since in this area the river banks are very steep and the level difference is linked with distance from river course. Therefore, distant locations that are also on steeper banks can be more disturbed by superficial drainage (Lima and Zakia 2001) which carries the litter and the nests to places close to the river. Another possible and not necessarily exclusive explanation for the reduction in species richness on sites that are higher and more distant from the river is the existence of a road about 80m from the river. The area around the road has fewer trees and therefore decreased leaf litter production. Because litter is an important determinant of species richness (Kaspari 1996b, Campos *et al.* 2003) the road may indirectly help explain the reduced soil ant richness.

The distance from the river course is the most important determinant of arboreal species richness in the studied areas, suggesting the importance of edge effects. Edge effects are remarkably diverse, the higher levels of insolation for example, can cause desiccation of the caterpillars and adult insects, including honeydew-excreting ones, such aphids and scales which may be key food resources for arboreal ants (Davidson *et al.* 2003).

Beyond the influence of edge effects and the potential exploitative resource competition from migrating soil ants, the arboreal ant richness increases with the heterogeneous tree distribution in Pantanal riparian forest (Ribas and Schoereder 2007). Tree distribution in riparian forests is partly influenced by the availability of water and mineral nutrients, which may in turn be related to topography and distance from the river (Carvalho *et al.* 2005). Flooding events can also be important to seed and seedling dispersion and survival. Therefore, arboreal ant community can be affected both directly and indirectly by the river presence, making the pattern more complex to tangle.

The reduced species richness in river margin was also expected for soil ants, but it is necessary to consider that litter can buffer many climatic changes (Facelli and Pickett 1991). Furthermore it needs to be remembered that flood risk is not always associated with river distance and flooding may present a stronger influence than any other disturbance arising from the edge environment. Moreover, arboreal ants present more fidelity to the place where they nest (Yanoviak and Kaspari 2000), whereas litter ants are known to be highly mobile (Byrne 1994, Herbers 1994, Franks and Sendova Franks 2000, Mallon *et al.* 2001, McGlynn *et al.* 2004). Therefore, arboreal nests

established close to the river margin may suffer from having a reduced foraging area resulting in fewer species, whereas litter ants can relocate their nests, provisionally occupying larger territories including sites near to the river margin. For that reason, distance may be important to epigaeic ants only when linked with flood risk, as in Itapecerica margin (Fig. 3). Finally, the river also reduces the chances of near margin sites to be colonized by ants, because it constitutes a hard edge. This fact reinforces the edge effect reducing arboreal ant richness close to river margin.

Distinct from the other rivers, distance and elevation presented a significant interaction effect for the site close to the Paraúna, indicating that richness increases with distance and elevation, but in the highest places from the river the arboreal species richness decreases (Fig. 7). Possibly this relationship is due to the road that constitutes another hard edge away from the river.

#### *Effects of disturbance on species composition*

Distance between sample sites negatively affected the similarity of soil ant communities in all areas. Nevertheless, the greater level of similarity in proximate soil ant communities cannot be explained by the specialization of ants to a specific habitat, because riparian areas are characterized by a high level of heterogeneity in vegetation structure and composition (Nakamura *et al.* 1997, Rodrigues and Shepherd 2001, Ward *et al.* 2002), such that closer sites are not necessarily more similar than distant ones.

Local ant communities found at similar heights are not more similar to each other than communities samples at different heights, reinforcing the hypothesis that higher species similarity between closer points is due to the dispersion pattern of ants and not specialization to habitat. The occurrence of nest budding in litter ants, suggested by Soares and Schoereder (2001) could help to explain the negative distance effect in litter ant communities.

The lack of records of mechanisms that can allow ants to live in inundated places, is consistent with the absence of a relationship between species composition and elevation difference, because if some species are able to resist to the flooding, they would constitute the principle group in lower sites.

For arboreal ants the absence of any response of community similarity to either geographic distance or difference in elevation may be explained by the close relationship between ants and plant species, instead of the influence of river disturbance. There are several studies that have focused on the importance of environmental heterogeneity on ant communities (Perfecto and Snelling 1995, Rojas and Fragoso

2000, Yanoviak and Kaspari 2000, McGlynn 2002), including the influence of structural heterogeneity (spatial tree distribution) for arboreal ant species richness in the Pantanal study area (Ribas and Schoereder, 2007).

As discussed above, the distribution of arboreal species can be the complex product of a number of factors exactly because ant communities may be influenced both directly and indirectly by the river presence, beyond other factors. Ribas and Schoereder (2002) affirm that the importance of interspecific competition, other biological processes and of stochastic events should be taken into account to explain the arboreal ant species distribution.

It is noteworthy that the present research was not carried out during a period of flooding, which could have impeded the discovery of direct effects of inundation on ants in trees. It is possible that arboreal ant species richness varies throughout the year, increasing during periods of flooding following the possible vertical migration of soil ants into the trees, and decreasing during dry periods (Majer and Delabie 1994).

Hydrological systems causes variation in soil and vegetation (Rodrigues and Shepherd 2001, Suzuki *et al.* 2002) and ultimately changes in local fauna. Nevertheless, there is very little information on the specific effects linking the physical environment (especially hydrological systems and soil), vegetation (Rodrigues and Shepherd 2001), and fauna (Adis and Junk 2002, Robinson *et al.* 2002). For this reason, we emphasize the importance of studies such as the present one to increase the comprehension of communities in intact flooding areas in order to improve our understanding of the potential effects of alterations to the natural channel pattern for riverine ecosystems.

### *Conclusions*

Arboreal ants are an abundant and well-known arthropod group in stream forests (Brown Jr. 2001). Supposed low soil ant richness in flooding areas (Ribas and Schoereder 2007) was found higher and probably more sensitive to disturbance than that of arboreal ants, indicating the importance of research on soil and litter ants in stream forests.

The current Brazilian official guidelines for the protection of biodiversity consider distance from the river course as the only parameter to delimit preservation areas near rivers. In relation to this policy criterion, we found that areas close to river courses usually present low ant species richness. Furthermore, sites close to each other are often more similar than distant ones indicating that small areas protected along narrow rivers may be insufficient for the protection of biodiversity. Our results, also

indicate that idiosyncratic factors determines ant richness at riparian areas, therefore, we highlight the need for research into flood area dynamics and the importance of the wider riparian landscape to sustain ant communities. In the same way we emphasize the importance of local focus to improve riparian conservation law and strategies.

**ACKNOWLEDGEMENTS:** The authors are indebted to the Entomology and Biodiversity Conservation Master Course of UFMS, Fundação Caio Martins (FUCAM-Buritizeiro), and the studied areas owners for access and support. Carla R. Ribas, André Lourenção, Gil Campos, Gustavo B. F. Campos, Patricia A. L. Sá and Frederico O. R. Resende helped with the fieldwork. Arne Janssen (Visiting Teacher, scholarship Professor Visitante Estrangeiro from CAPES, Brazil), Toby Gardner, Carlos E.G.R. Schaeffer assisted writing. Rogério R. Silva and Rodrigo Feitosa confirmed ant identification. R. B. F. Campos is supported by a CAPES grant and J. H. Schoereder is supported by a CNPq grant. The study was supported by CAPES/PROF, CNPq and FAPEMIG.

## REFERENCES

- Adis, J., Harada, A.Y., Fonseca, C.R.V., Paarmann, W. & Rafael, J.A. (1998). Arthropods obtained from the Amazonian tree species “Cupiuba” (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural pyrethrum. *Acta Amazônica*, **28**, 273-283.
- Adis, J. & Junk, W.J. (2002). Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology*, **47**, 711–731.
- Andersen, A.N. (1997) Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Society for ecological restoration*, **5**, 109-114.
- Andersen, A.N. & Lonsdale, W.M. (1990) Herbivory by insects in Australian tropical savannas: A review. *Journal of Biogeography*, **17**, 433–44.
- Andersen, A.N., Fisher, A., Hoffmann, B.D., Read, J.L. & Richards, R. (2004). Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangeland, with particular reference to ants. *Austral Ecology*, **29**, 87-92.
- Andersen, A.N. & Majer, J.D. (2004) Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**, 291–298.

- Andrew, N., Rodgerson, L. & York, A. (2000) Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. *Austral Ecology*, **25**, 99-107.
- Barros, E., Curmi, P., Hallaire, V., Chauvel, A. & Lavelle, P. (2001) The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma*, **100**, 193–213.
- Bengtsson, J. (1994) Temporal predictability in forest soil communities. *Journal of Animal Ecology*, **63**, 653–665.
- Bengtsson, J. (2002) Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology*, **38**, 119–125.
- Bestelmeyer, B.T., Agosti, D., Alonso, L.E., Brandão, C.R.F., Brown Jr., W.L., Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. 2000. *Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation*. (eds D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso, & T.R. Schultz), pp 122-145. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Bolton, B. (1994) *Identification guide to the ant genera of the world*. Harvard University Press, Cambridge.
- Bolton, B. (2003) *Synopsis and classification of Formicidae*. The American Entomological Institute, Gainesville.
- Boulton, A.M. & Amberman, D.K. (2006) How ant nests increase soil biota richness and abundance: field experiment. *Biodiversity and conservation*, **15**, 69-82.
- Brown Jr. K.S. (2001) *Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares tropicais* (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho), pp 223-232. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Byrne, M.M. (1994) Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. *Biotropica*, **26**, 61-72.
- Calheiros, D.F., Seidl, A.F. & Ferreira, C.J.A. (2000) Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 684–696.
- Campos, R.B.F., Schoereder, J.H. & Sperber, C.F. (2003) Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, **41**, 357-367.
- Carvalho, D.A., Oliveira Filho, A.T., Vilela, E.A., Curi, N., Van Den Berg, E., Fontes, A.L. & Botezelli, L. (2005) Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, **28**, 329-345.
- Crawley, M.J. (2002) *Statistical Computing: An Introduction to Data Analysis using S-Plus*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Dangerfield, J.M., Pik, A.J., Britton, D., Holmes, A., Gillings, M., Oliver, I., Briscoe, D. & Beattie, A.J. (2003) Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology*, **28**, 227–236



- Darveau, M., Labbé, P., Beauchesne, P., Bélanger and L. & Huot, J. (2001) The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Ecology and Management*, **143**, 95-104.
- Davidson, D.W., Cook, S.C., Snelling, R.R., & Chua, T.H., (2003) Explaining the abundance of ants in lowland tropical rainforest canopies. *Science*, **300**, 969–972.
- Del-Claro, K., Byk, J., Yague, G.M. & Morato, M.G. (2006) Conservative benefits in an ant-hemipteran association in the brazilian tropical savanna. *Sociobiology*, **47**, 1-7.
- Dias B.F.S. (1992). *Cerrados: Uma Caracterização* (B.F.S. Dias ed.), ppXX-XX FUNATURA, Brasília.
- Duncan, R.P. (1993) Flood Disturbance and the Coexistence of Species in a Lowland Podocarp Forest, South Westland, New-Zealand. *Journal of Ecology*, **81**, 403-416.
- Facelli, J.M. & Pickett, S.T.A. (1991) Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review*, **57**, 1-32.
- Franks, N.F. & Sendova-Franks, A.B. (2000) Queen transport during ant colony emigration: a group-level adaptative behavior. *Behavior Ecology*, **11**, 315-318.
- Floren, A., Biun, A. & Linsenmair, K.E. (2002) Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. *Oecologia*, **131**, 137–144.
- Golfari, L. (1975). *Zoneamento ecológico do estado de Minas Gerais para reflorestamento*. PRODEPEDEF/ PNUB/ FAO/ IBDF/ BRA, Belo Horizonte.
- Guerra, M.B.B., Schaefer, C.E.G.R. & Sousa-Souto, L. (2007) Características químicas do lixo de formigueiros de *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae) mantidos com diferentes substratos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **31**, 1185-1189.
- Herbers, J.M. (1994) Structure of Australian ant community with comparisons to North American counterparts (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, **24**, 293-306.
- Holway, D.A. (2005) Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary. *Biological Conservation*, **121**, 561-567.
- Jacomine, P.K.T. (2001) *Solos sob matas ciliares* (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho), pp 27-32. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Kaspari, M. (1996a) Litter ant patchiness at 1-m<sup>2</sup> scale: disturbance dynamics in three Neotropical forests. *Oecologia*, **107**, 265-273.
- Kaspari, M. (1996b) Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos*, **76**, 443-454.
- Knopf, F.L., Johnson, R.R., Rich, T., Samson, F.B. & Szaro, R.C. (1988) Conservation of riparian ecosystems in the united-states. *Wilson Bulletin*, **100**, 272-284.
- Lima, W.P. & Zakia, M.J.B. (2001) *Hidrologia de matas ciliares* (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho), pp 33-44. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Laurence, W.F. (2000) Do edge effects occur over large spatial scale. *Trends in Ecology and Evolution*, **15**, 134-135.
- Majer, J.D. & Delabie, J.H. (1994) Comparison of the ant communities of annuly inundated dan terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazon. *Insects Sociaux*. **41**, 343-359.
- Mallon, E.B., Pratt, S.P. & Franks, N.R. (2001) Individual and collective decision-making during nest site selection by the *Leptothorax albipennis*. *Behavavioral Ecology and Sociobiology*, **50**, 352-359.
- McGlynn, T.P., Carr, R.A., Carson, J.H. & Buma, J. (2004) Frequent nest relocation in the ant *Aphaenogaster araneoides* : resources, competition, and natural enemies. *Oikos*, **106**, 611-621.
- McGlynn, T.P., J.R Hoover, G.S., Jasper, M.S., Keely, A.M., Polis, C.M., Spangler & Watson. B.J. (2002) Resource heterogeneity affects demography of the Costa Rican *Aphaenogaster araneoides*. *Journal of Tropical Ecology*, **18**, 231–244.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**, 58-62.
- Nakamura, F., Yajima, T. & Kikuchi, S. (1997) Structure and composition of riparian forests with special reference to geomorphic site conditions along the Tokachi River, northern Japan. *Plant Ecology*, **133**, 209–219.
- Nielsen, M.G. (1997) Nesting biology of the mangrove mud-nesting ant *Polyrhachis sokolova* Forel (Hymenoptera, Formicidae) in northern Australia. *Insectes sociaux*, **44**, 15-21.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, **164**, 262–270.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B. & Stevens, M.H.H. (2007) Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.8-8. <http://cran.r-project.org/>, <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>
- Perfecto, I. & Snelling, R. (1995) Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications*, **5**, 1087-1097.
- R Development Core Team. (2004) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ribas, C.R., Schoereder, J.H., Pic, M. & Soares, S.M. (2003) Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale process regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, **28**, 305 – 314.
- Ribas, C.R., & Schoereder, J.H. (2002) Are all ant mosaics caused by competition? *Oecologia*, **131**, 606-611.
- Ribas, C.R., & Schoereder, J.H. (2004) Determining factors of arboreal ant mosaics in cerrado vegetation. *Sociobiology*, **44**, 49-68.

- Ribas, C.R. & Schoereder, J.H. (2007) Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazil Pantanal. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 1511 – 1520.
- Robinson, C.T., Tockner, K. & Ward, J.V. (2002) The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*, **47**, 661–677.
- Rodrigues, R.R. & Shepherd, G.J. (2001). *Fatores condicionantes da vegetação ciliar*. (eds R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho), pp. 45-72. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rojas, P. & Fragoso, C. (2000) Composition, diversity, and distribution of a Chihuahuan Desert ant community (Mapimi, México). *Journal of Arid Environments*, **44**, 213-227.
- Sobrinho, T.G. & Schoereder, J.H. (2007) Edge and shape effects on ant (Hymenopter: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 1459 – 1470.
- Sousa-Souto, L., Schoereder, J.H. & Schaefer, C.E.G.R. (2007) Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. *Austral Ecology*, **32**, 758–765.
- Soares, S.M. & Schoereder, J.H. (2001) Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. *Insectes Sociaux*, **48**, 280–286.
- Suzuki, W., Osumi, K., Masaki, T., Takahashi, K., Daimaru, H. & Hoshizaki, K. (2002) Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management*, **157**, 285–301.
- Underwood, E.C. & Fisher, B.L. (2006) The role of ants in conservation monitoring: if, when and how. *Biological Conservation*, **132**, 166-182.
- Vasconcelos, H.L. (1999) Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, **8**, 409-420.
- Vasconcelos, H.L., Vieira-Neto, E.H.M., Múndin, F.M. & Emilio M.B. (2006) Roads alter the colonization dynamics of a keystone herbivore in neotropical savannas. *Biotropica*, **38**, 661–665.
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, D.B. & Claret, C. (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, **47**, 517-539.
- Wilson E.O. (1987) The little things that run the world. *Conservation Biology*, **1**, 344–346.
- Yakinoviak, S.P. & M. Kaspari. (2000) Community structure and the habitat templet: ants in the tropical forest canopy and litter. *Oikos*, **89**, 259-266.

Table 1. – Collected ants in four riparian areas in Brazil. A = ants collected in arboreal traps, S = ants collected in soil/litter traps, AS= ants collected in both arboreal and soil/litter traps.

	Paraúna	Itapeçerica	Miranda	São Francisco
<b>SUBFAMILY FORMICIDAE</b>				
<i>Brachymyrmex heeri</i>	A			S
<i>Brachymyrmex cordemoyi</i>				AS
<i>Brachymyrmex</i> pr <i>cordemoyi</i>	A	S		AS
<i>Brachymyrmex</i> sp1	AS	S	AS	AS
<i>Camponotus agra</i>	S	AS		
<i>Camponotus arboreus</i>	S		AS	
<i>Camponotus atriceps</i>	AS	AS		AS
<i>Camponotus balsani</i>				AS
<i>Camponotus blandus</i>			A	AS
<i>Camponotus cingulatus</i>		A		
<i>Camponotus crassus</i>	AS	AS	AS	AS
<i>Camponotus depressus</i>	A			
<i>Camponotus fastigatus</i>		AS	A	AS
<i>Camponotus</i> pr <i>fastigatus</i>				AS
<i>Camponotus leydigi</i>				AS
<i>Camponotus melanoticus</i>	A	AS	AS	AS
<i>Camponotus renggeri</i>	AS		AS	AS
<i>Camponotus rufipes</i>		S		
<i>Camponotus sexguttatus</i>	A		A	S
<i>Camponotus sericeiventris</i>	S			
<i>Camponotus trapezoideus</i>	S		S	AS
<i>Camponotus</i> ( <i>Pseudocolobopsis</i> ) pr <i>alboanulatus</i>	AS			
<i>Camponotus</i> ( <i>Tanaemyrmex</i> ) sp2	AS			
<i>Camponotus</i> ( <i>Myrmaphaenus</i> ) sp2				AS
<i>Camponotus</i> ( <i>Myrmaphaenus</i> ) sp8		AS	A	AS
<i>Camponotus</i> sp14		S		
<i>Camponotus</i> sp20				S
<i>Camponotus</i> sp32		A		
<i>Linepithema</i> sp1	AS	AS		
<i>Linepithema</i> sp3	S			
<i>Linepithema</i> sp6				AS
<i>Linepithema</i> sp9	S			
<i>Myrmelachista</i> sp.				AS
<i>Paratrechina</i> pr <i>fulva</i>		AS	S	
<i>Paratrechina steineili</i>		S	S	S
<i>Paratrechina</i> sp3		S		
<b>SUBFAMILY ECITONINAE</b>				
<i>Labidus coecus</i>				S
<i>Labidus praedator</i>	AS			

Table 1 – (cont.)

	Paraíba	Itapeçica	Miranda	São Francisco
<b>SUBFAMILY DOLICHODERINAE</b>				
<i>Dolichoderus coronatus</i>		A		
<i>Dolichoderus imitata</i>			A	
<i>Dolichoderus lutosus</i>			A	
<i>Dolichoderus vallis</i>	AS	AS	A	
<i>Dorymyrmex brunneus</i>				S
<i>Dorymyrmex spurius</i>				S
<i>Dorymyrmex (gpPyramicus) sp</i>	S			S
<i>Dorymyrmex sp3</i>	S			
<i>Tapinoma sp1</i>	A		S	AS
<i>Tapinoma sp4</i>				S
<i>Tapinoma sp5</i>			S	S
<i>Tapinoma sp7</i>			A	
<b>SUBFAMILY PSEUDOMYRMECINAE</b>				
<i>Pseudomyrmex elongatus</i>		A		AS
<i>Pseudomyrmex flavidulus</i>				A
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>		A	AS	A
<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	A			
<i>Pseudomyrmex pisinus</i>			A	AS
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>			S	AS
<i>Pseudomyrmex sp1</i>			A	
<i>Pseudomyrmex sp12</i>		A		
<i>Pseudomyrmex sp14</i>	AS			
<i>Pseudomyrmex sp16</i>		S		
<i>Pseudomyrmex sp3</i>		AS		
<b>SUBFAMILY PONERINAE</b>				
<i>Hypoconera sp1</i>			A	
<i>Hypoconera sp2</i>			S	
<i>Odontomachus bauri</i>		S	AS	
<i>Odontomachus chelifer</i>		S		
<i>Pachycondyla harpax</i>			S	
<i>Pachycondyla marginata</i>		S		
<i>Pachycondyla obscuricornes</i>		S		
<i>Pachycondyla striata</i>	S	S		
<i>Pachycondyla vilosa</i>	A	S	A	A
<b>SUBFAMILY ECTATOMMINAE</b>				
<i>Ectatoma sp3</i>			A	
<i>Ectatomma brunneum</i>		A	AS	AS
<i>Ectatomma edentatum</i>		S	AS	AS
<i>Ectatomma muticum</i>		A		S
<i>Ectatomma permagnum</i>		S	S	
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	S			S
<i>Gnamptogenys striatula</i>		S		
<i>Gnamptogenys menozzi</i>			S	

Table 1 – (cont.)

	Paraúna	Itapeceira	Miranda	São Francisco
SUBFAMILY MYRMICINAE				
<i>Acromyrmex</i> sp6		S		
<i>Acromyrmex</i> sp3		S		
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	S	AS		
<i>Atta laevigata</i>		S		S
<i>Atta sexdens rubropilosa</i>		S	A	AS
<i>Cardiocondyla emeryi</i>	S			
<i>Carebara</i> (gr. <i>Lignata</i> ) sp			S	
<i>Cephalotes atratus</i>			AS	
<i>Cephalotes borgeimeiri</i>			A	A
<i>Cephalotes decolor</i>				A
<i>Cephalotes grandinosus</i>				AS
<i>Cephalotes minutus</i>	A	A	A	AS
<i>Cephalotes persimilis</i>	A			
<i>Cephalotes pusillus</i>	AS	AS	A	AS
<i>Crematogaster crinosa</i>		A	AS	
<i>Crematogaster montezumia</i>			AS	
<i>Crematogaster obscurata</i>			AS	AS
<i>Crematogaster</i> sp4			A	
<i>Crematogaster</i> sp5				S
<i>Crematogaster</i> sp7				AS
<i>Crematogaster</i> sp8	S			
<i>Crematogaster</i> sp10				S
<i>Crematogaster</i> sp11		A		
<i>Cyphomyrmex</i> (gr. <i>Rimosus</i> ) sp. 01			S	
<i>Cyphomyrmex</i> (gr. <i>Strigatus</i> ) sp. 02			AS	
<i>Cyphomyrmex</i> (gr. <i>Rimosus</i> ) sp. 10				S
<i>Cyphomyrmex transversus</i>		S		S
<i>Monomorium floricola</i>	A			
<i>Mycocepurus smithii</i>	S			S
<i>Nesomyrmex</i> sp. 01		AS	A	
<i>Nesomyrmex</i> sp. 03		A		
<i>Pheidole gertrudae</i>	S	AS		
<i>Pheidole</i> sp1			S	AS
<i>Pheidole</i> sp2	S	S	AS	S
<i>Pheidole</i> sp3	S	S	AS	AS
<i>Pheidole</i> sp4	S		AS	AS
<i>Pheidole</i> sp5	S	S	AS	AS
<i>Pheidole</i> sp7			S	S
<i>Pheidole</i> sp9		S	S	
<i>Pheidole</i> sp11			S	S
<i>Pheidole</i> sp12		S		
<i>Pheidole</i> sp13	S	A		S
<i>Pheidole</i> sp14		S		
<i>Pheidole</i> sp15	S			
<i>Pheidole</i> sp16		S		
<i>Pheidole</i> sp21		S		
<i>Pheidole</i> sp23	S			
<i>Pheidole</i> sp24				S
<i>Pheidole</i> sp25			AS	S

Table 1 – (cont.)

	Paraúna	Itapeceira	Miranda	São Francisco
SUBFAMILY MYRMICINAE (cont.)				
<i>Pogonomyrmex</i> sp. 01				S
<i>Procryptocerus scabriusculus</i>		A		
<i>Pyramica denticulata</i>		S	S	
<i>Sericomyrmex</i> sp				S
<i>Solenopsis</i> sp1	AS	AS	S	AS
<i>Solenopsis</i> sp2	S	AS	S	S
<i>Solenopsis</i> sp3		S	S	
<i>Solenopsis</i> sp4	S		S	
<i>Solenopsis</i> sp6				S
<i>Strumigenys</i> sp1			S	
<i>Trachymyrmex</i> sp1				S
<i>Wasmannia auropunctata</i>			AS	AS
<i>Wasmannia</i> pr. <i>scrobifera</i>				A

Figure 1. Relationship between soil ant species richness and height relative to the river level ( $\chi^2= 60.15$ ,  $p<0.001$ ) at Miranda margin.

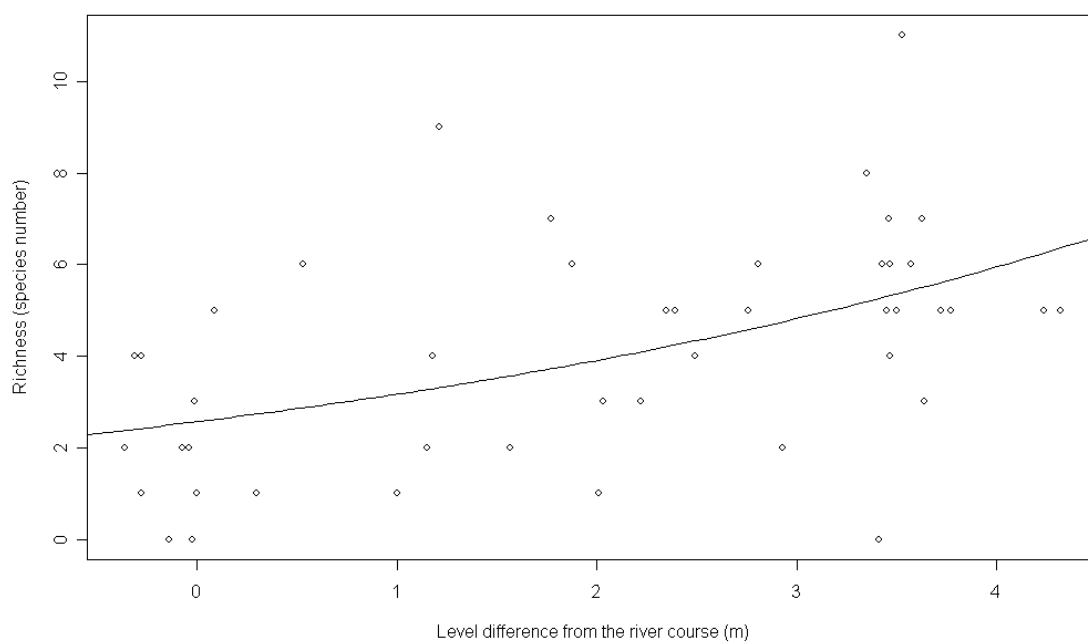




Figure 2 Relationship between soil ant species richness and level difference from river course ( $\chi^2 = 45.90$ ,  $p=0.015$ ) at Itapecerica margin.

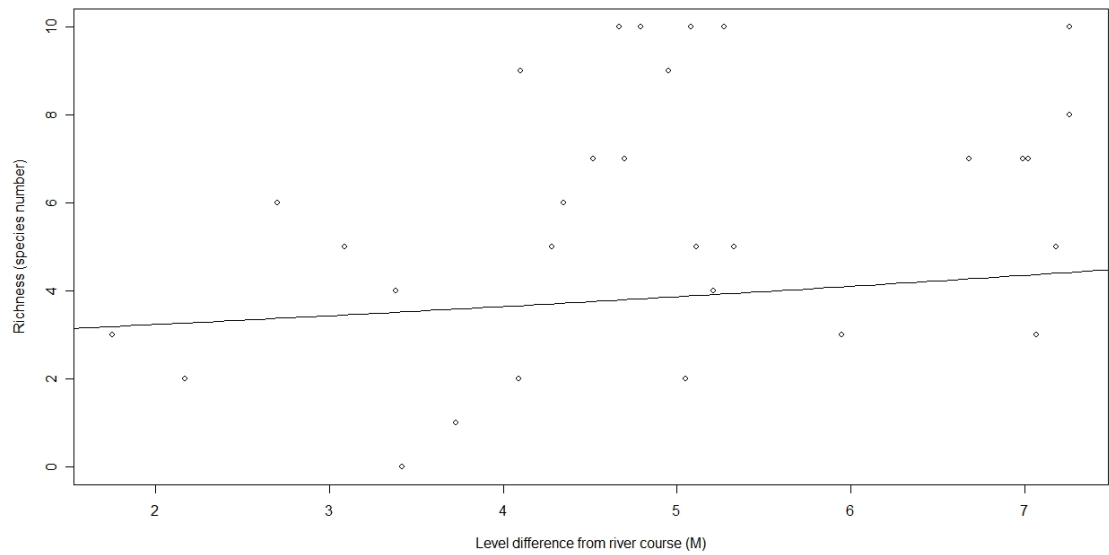


Figure 3 Relationship between soil ant species richness and distance from the river course ( $\chi^2 = 41.39$ ,  $p < 0.034$ ) at the Itapecerica margin.

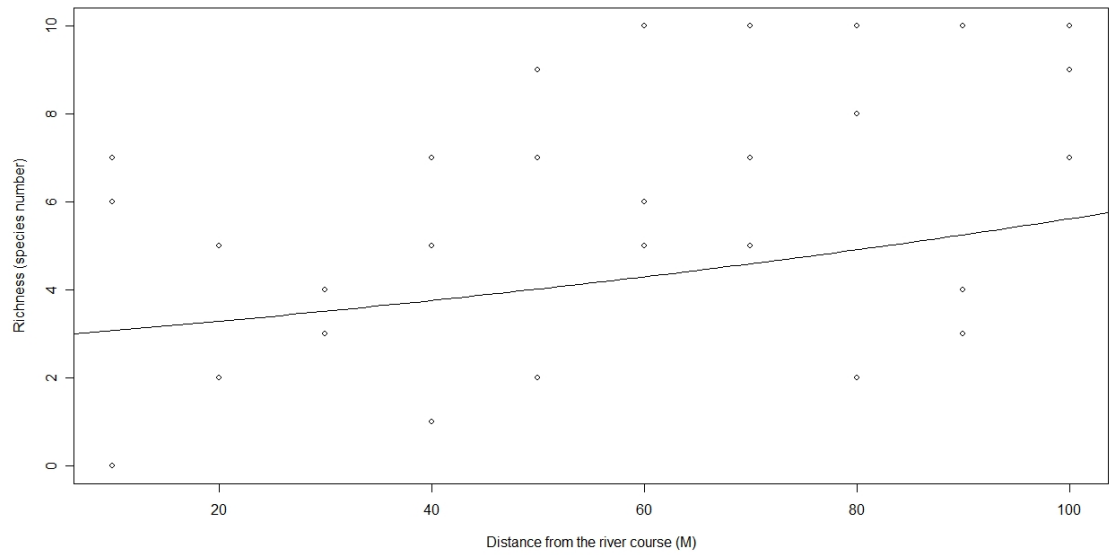


Figure 4. Relationship between distance from river and soil ant richness at the Paraúna river margin ( $\chi^2 = 44.61$ ,  $p = 0.011$ ).

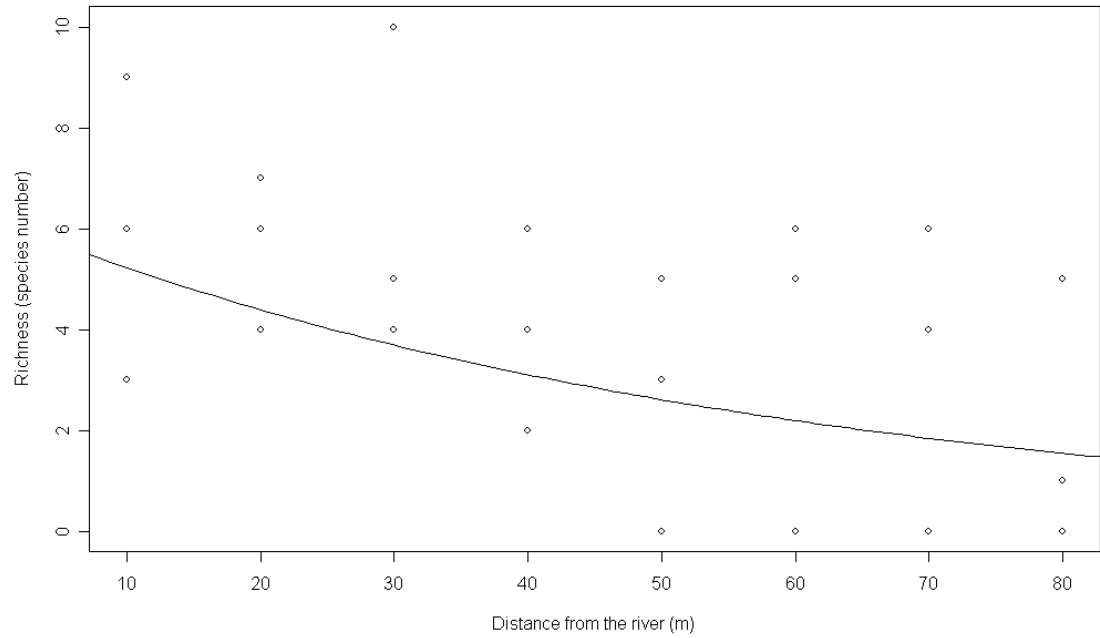


Figure 5 Relationship between arboreal species richness increases and distance from river ( $\chi^2 = 78.32$ ,  $p < 0.001$ ), at São Francisco river margin.

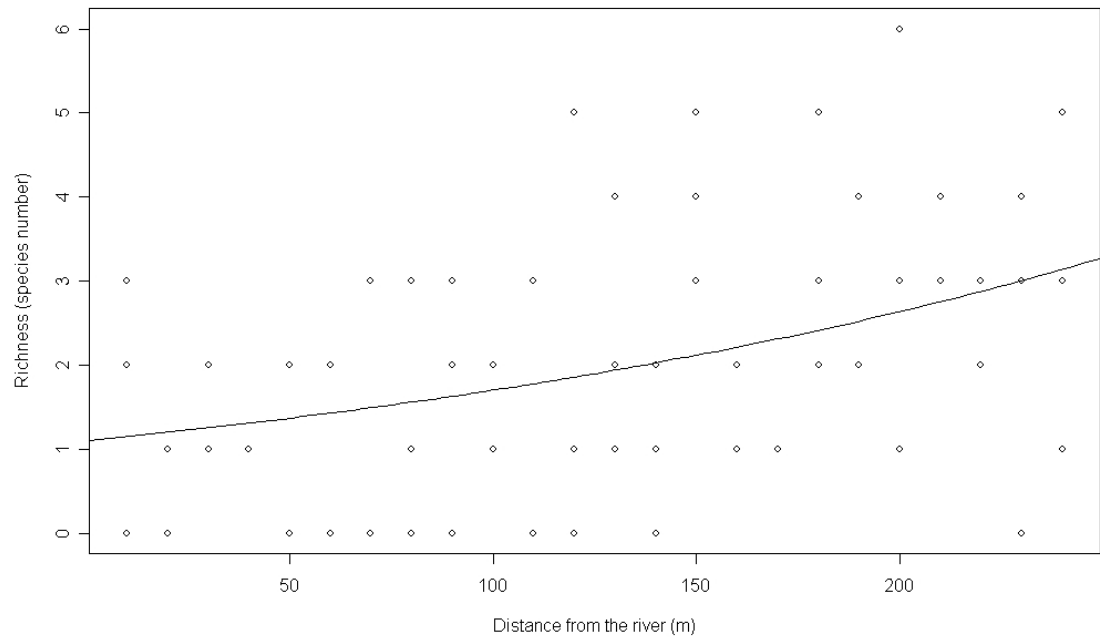


Figure 6. Relationship between arboreal ant species richness and distance from the river course ( $\chi^2 = 18.26$ ,  $p = 0.036$ ) at Itapecerica river margin.

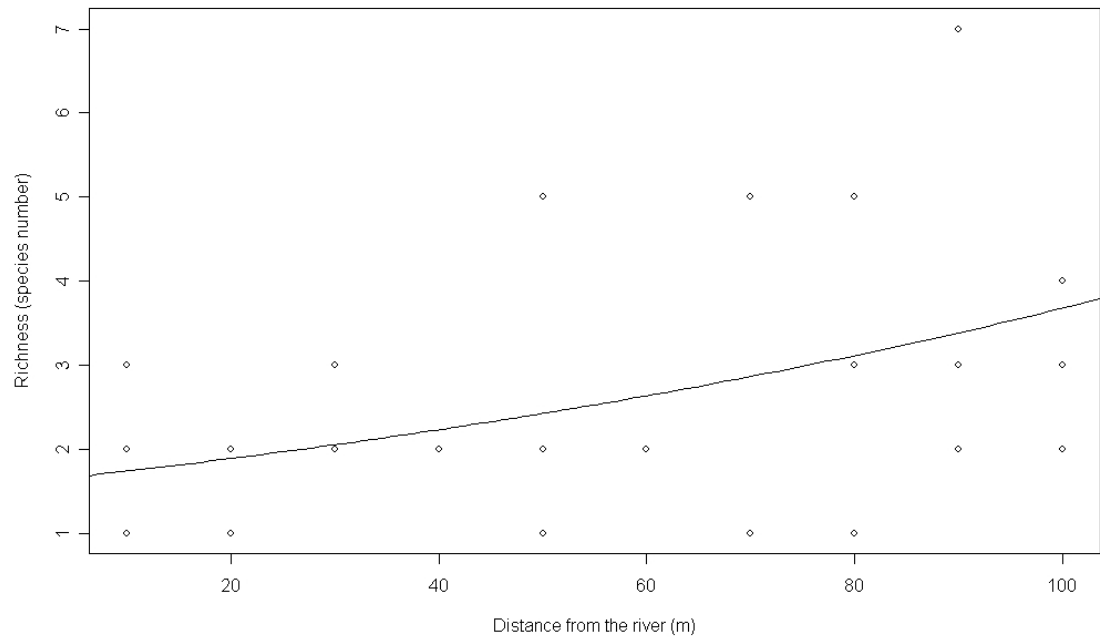


Figure 7 At the Paraúna river margin, the arboreal ant richness increases with distance from the river ( $\chi^2 = 31.20$ ,  $p=0.015$ ). The interaction between level difference and distance from the river course was also significant ( $\chi^2 = 18.26$ ,  $p=0.036$ ), indicating that elevated sites that are also more distant from river course present lower richness

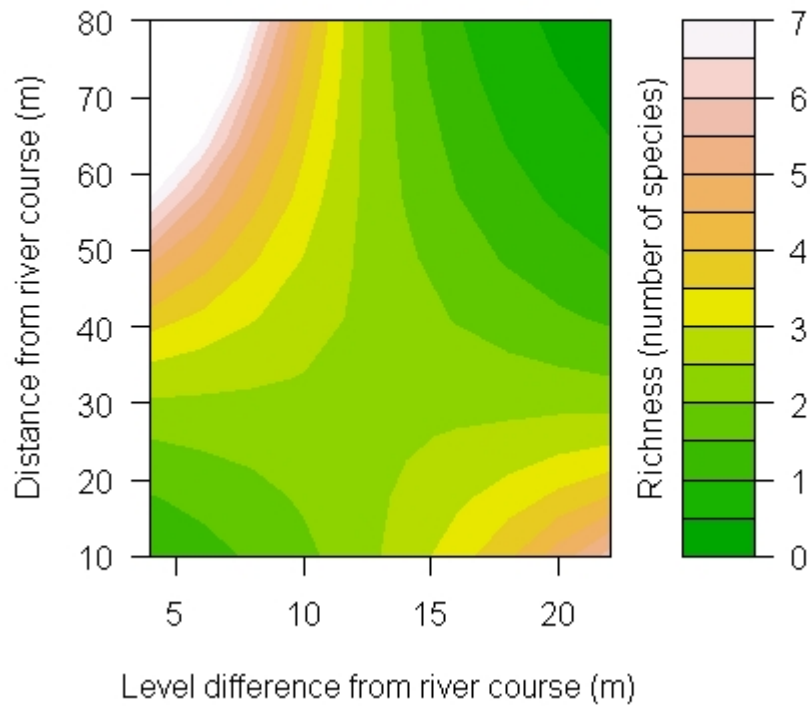


Figure 8. Relationship between ant soil species composition dissimilarity and sampled points distance at Miranda river margins ( $\chi^2 = 88.80$ ,  $p < 0.001$ ).

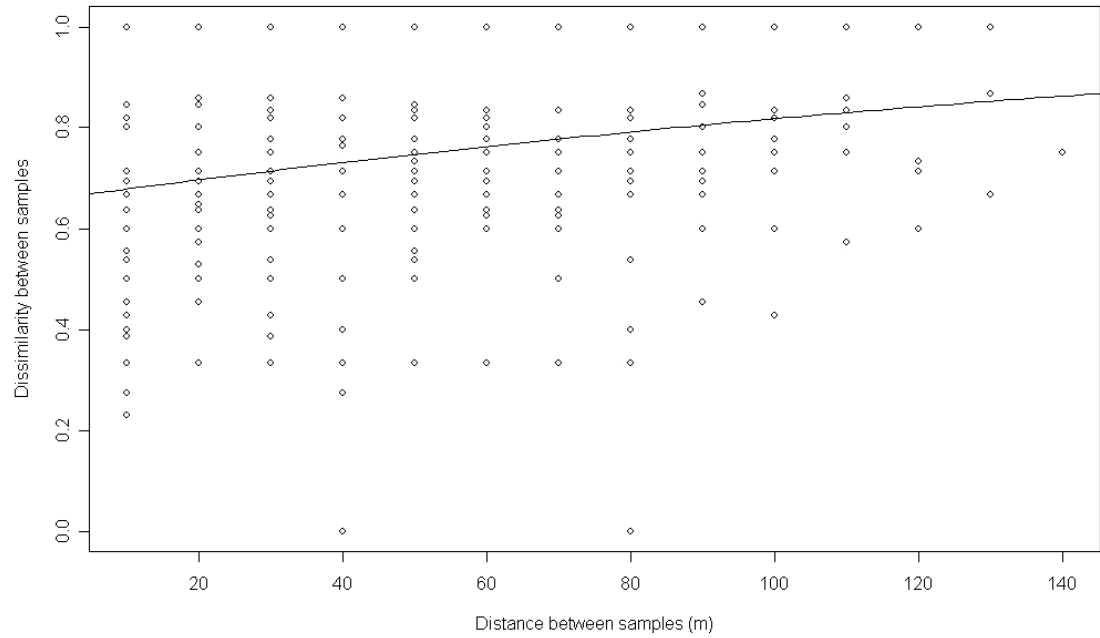


Figure 9 At the Itapecerica river margin, soil ant species dissimilarity increases with distance between points ( $\chi^2 = 27.9129$ ,  $p < 0.001$ ) and difference in elevation ( $\chi^2 = 0.272660$ ,  $p = 0.05$ ). Sites can present similar species composition even though they may be distant from each other and at different heights, as the green area in the graph shows because of the interaction between distance and elevation ( $\chi^2 = 26.2494$ ,  $p = 0.01$ ). Nevertheless this case was never observed in real sampled areas, because negative differences in height never occurred in points more distant than 40m.

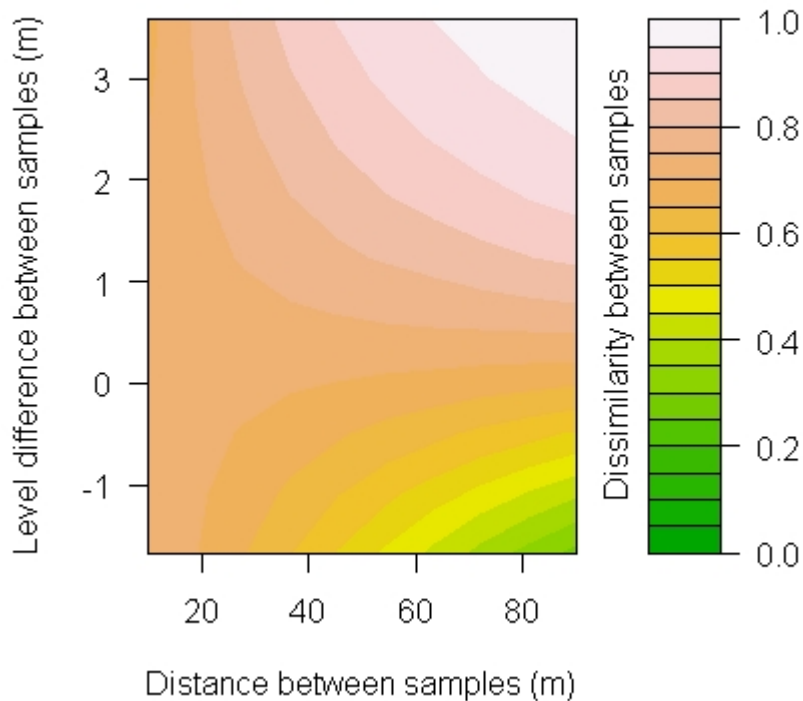




Figure 10 Relationship between soil ant species composition dissimilarity and distance between sampled points ( $\chi^2= 15.4412$ ,  $p=0.002$ ) at Paraúna river margins.

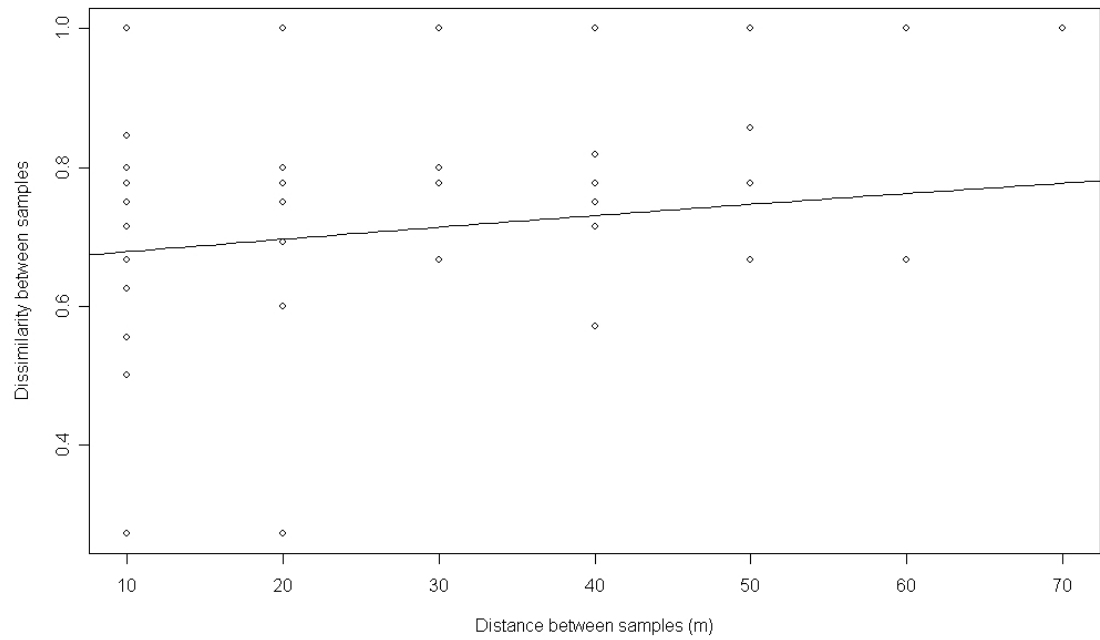
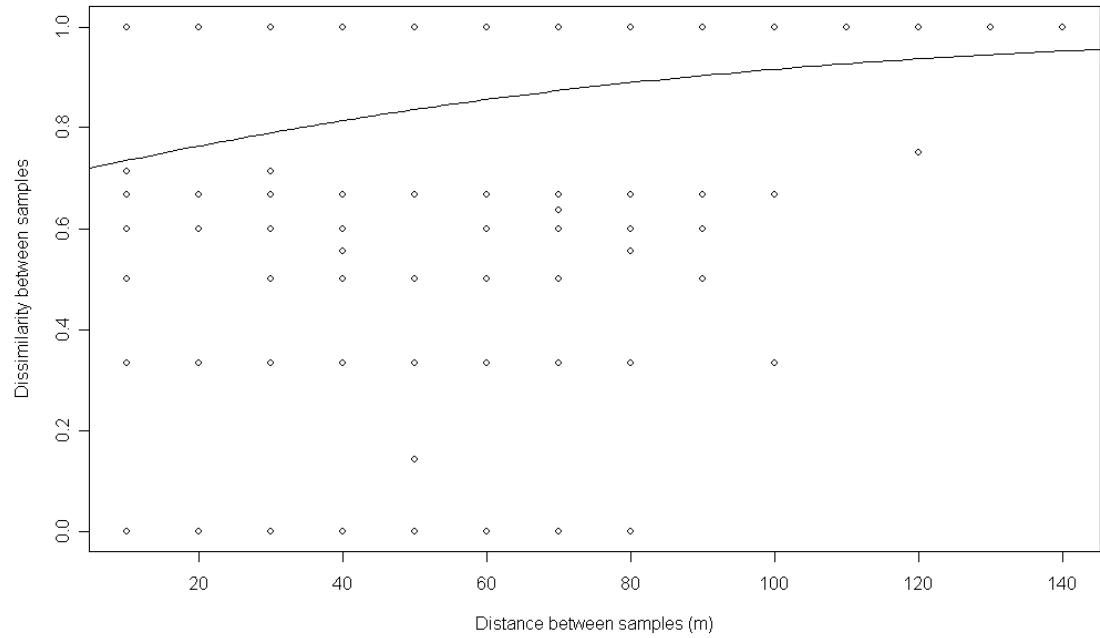


Figure 11. Relationship between arboreal ant species composition dissimilarity and sites distance ( $\chi^2= 191.261$ ,  $p<0,001$ ) at Miranda river margin.



## CAPÍTULO 2

How much is the legally protected Riparian Forest areas effective for ant biodiversity conservation?

Renata B.F. Campos<sup>\*1</sup>, Julio N. Louzada<sup>2</sup>, José H. Schoereder<sup>3</sup>

<sup>1</sup> – Programa de Pós-Graduação em Entomologia. Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, CEP 36570-000; Brasil

<sup>2</sup> – Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG; Brasil

<sup>3</sup> – Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa; Viçosa, MG; Brasil

\*Corresponding author: Phone +31 3899 4018; email [jschoere@ufv.br](mailto:jschoere@ufv.br)

Running title: Ant conservation in riparian forests

## ABSTRACT

Riparian forest strips are representative of the endangered vegetation formation, which is closely related to the maintenance of the volume and quality of the regional water supply. Brazilian Forestry Law states that riparian areas may be protected also because it is habitat and refuge to the fauna, their actual value as refuges for terrestrial wildlife is poorly known. Even if some studies showed riparian areas to have similar or even lower abundance and richness of biota than other habitats, other studies found more species in stream valleys than on other habitats. Researchers points out that even networks of very small forest patches can contain high numbers of species and are pointed out as important holders to the maintenance of regional biodiversity. Considering the importance of ants to ecosystems, we research if the riparian mirmecofauna presents a distinctive ant species composition and the community species composition changes as distance form this river increases. Our results does not support tested hypotheses that exists a common typical riparian ant species community in distinct river margins. Each area presents a characteristic ant species composition, though the overall richness does not differ proportionally related to river width. Results of comparison among transect within each studied area showed that ant species composition of transects varies only when transects are sufficiently lengthy, which is related to larger distances from river course and importantly larger number of samples. Differently, of results found for samples close to larger rivers, the species composition of samples at transects inside thinner protected riparian areas did not differ significantly each other. All studied areas presented the same pattern of similarity, for soil and arboreal ants, evidencing the non existence of particular species at riparian ecosystem. Consequently, a particular riparian community may not exist and this community also is not the same for all regions in tropical areas. Nevertheless if the objective of permanently protected areas is to conservation of biodiversity, the forestry law deserves attention because riparian areas can present a rich fauna, but very small areas associated to thin rivers appears to be faulty to shelter it.

Keywords: gallery forest, stream forest, fauna, mirmecofauna, community ecology

## INTRODUCTION

Although biodiversity importance for ecosystems is still a controversy issue, diversity becomes increasingly valued as a management goal, from both economic and ecological perspectives due to the several benefits to life on earth that it provides (Naeem *et al.* 1995, Walker 1995, Johnson *et al.* 1996, McGrady-Steed *et al.* 1997, Chapin *et al.* 1997, Chapin *et al.* 2000, Hooper *et al.* 2005). Loss of biodiversity, in addition to loss of genetic resources, loss of productivity, loss of ecosystem buffering against ecological perturbation and loss of aesthetic and commercially valuable resources, may also alter or impair the services that ecosystems provide (Walker 1995).

Ecologists are only beginning to establish theoretical, empirical, and experimental frameworks to understand and predict how changes in species composition affect ecosystem processes. Taking into consideration that local and global species extinctions are accelerating and exotic species are entering communities at unprecedented rates, links between species and ecosystem processes are emerging as a problem of fundamental concern (Chapin *et al.* 1997).

Riparian corridors often experience human impact and have the largest effects on landscape processes (Chapin *et al.* 1997). Riparian forest strips are representative of the endangered vegetation formation, which is closely related to the maintenance of the volume and quality of the regional water supply. Therefore these areas are lawfully protected and the main objective of this practice is to protect waters from receive sediment, water and nutrient flow originating in adjacent areas. Although Brazilian Forestry Law states that riparian areas may be protected also because it is habitat and refuge to the fauna, their actual value as refuges for terrestrial wildlife is poorly known (Macdonald *et al.* 2006).

Abrupt natural changes can be found close to river in important edaphic, geomorphological, climatic or chemical properties to which plants, in particular, respond (Silva Júnior 2001, Silva *et al.* 2007). This situation creates natural edges, whose effects on assemblages of mobile organisms, especially invertebrates that operate at relatively small spatial scales is less clear (Dangerfield *et al.* 2003). Holway (2005) points that in general, edge effects occurring at natural boundaries, should receive increased attention as they might disrupt even ecosystems not greatly altered by human activity.

Although seldom documented, detrimental edge effects can also occur at natural ecological boundaries, such as riparian corridors. Beyond edge between riparian forest and its adjacent vegetation, there is the edge between riparian vegetation and aquatic habitat. Further than edge effect, riparian areas are subjected to natural disturbance regimes, as floods, that can be responsible for both expanding the resource gradient in riverine landscapes as well as for constraining competitive exclusion (Holway 2005).

Even if some studies showed riparian areas to have similar or even lower abundance and richness of biota than other habitats (Adis and Junk 2002, Dangerfield *et al.* 2003, Macdonald *et al.* 2006), we emphasize the ecotonal nature of riparian zones, which thus are expected to exhibit high species and ecological diversity. Actually, other studies found more species in stream valleys than in other habitats (Suzuki *et al.* 2002, Dangerfield *et al.* 2003, Iwata *et al.* 2003, Vasconcelos *et al.* 2003). Researchers point out that even networks of very small riparian forest patches can contain high numbers of species and are regarded as important holders to the maintenance of regional biodiversity (Darveau *et al.* 2001, Pither and Kellman 2002 ).

Beyond questions about species richness we have to ask if the riparian species composition is characteristic and usual to riparian areas in general. Sites within riparian forests have different probabilities of being inundated, for example, and this difference can affect the local species composition. If species which are adapted to riparian environments exist it is possible that species composition in riparian habitats differ according to the distance from the river course. This possibility implies another question: how much area is necessary to protect the riparian typical species? Therefore, it is critical to understand the ecological structure and composition of riparian forest in order to plan for conservation and ecological sustainability.

Chapin and colleagues (1997) point out that some species traits are most likely to affect ecosystem processes, therefore they deserve priority in conservation studies and actions. Accordingly those authors, traits with profound effects are those that (i) modify the availability, capture, and use of soil resources such as water and nutrients, (ii) affect the feeding relationships (trophic structure) within a community, and (iii) influence the frequency, severity, and extent of disturbances such as fire. The first two of these traits are present in ants, which are recognized as important components of ecosystems.

Ants are an important arthropod group, that are diverse, abundant (Wilson 1987, Adis *et al.* 1998), and perform several functional and structural roles in ecosystems. They affect soil fertility and structure (Barros *et al.* 2001, Sousa-Souto *et al.* 2007), and often have impacts on other components of the fauna and flora (Boulton and Amberman 2006, Del-Claro *et al.* 2006). Ants may accelerate vegetation recovery after burning, because their nests may represent an important source of nutrients on the nutrient-depleted Cerrado soils, for example (Sousa-Souto *et al.* 2007). Ants also can be important for ecosystems function because many species provide protection to plants against other insects and perhaps from pathogens. Therefore many species of tropical plants have symbiotic relationships with ants (Del-Claro and Oliveira 1999, Sobrinho *et al.* 2002, Michelangeli 2003, Del-Claro *et al.* 2006).

Beyond their importance to the ecosystem, ants may be an instrument for conserving biodiversity and establishing the legislation and other protocols for conservation (Wilson 2000). Though ants do not have the popular appeal of birds, large mammals, butterflies, or flowering plants, (Wilson 2000) they are correlated with other *taxa* including canopy beetles and butterflies, and . Ants are also easily collected (Majer 1983) and relatively well known taxonomically (Wilson 2000).

Considering the ant importance to ecosystems, its role as bioindicators and the paucity of knowledge about riparian ecosystems, in particular the role of these areas as biodiversity shelter, the aim of this article is to test the following hypotheses (i) the riparian mirmecofauna presents a distinctive ant species composition and (ii) these typical species occupies the area close to river margin and the community species composition changes as distance form this “riparian community” increases. Therefore we expected that riparian ant communities are more similar among each other and can be grouped as only one species set. We also expected that similarity between riparian ant communities close to river course and species composition in other sites is reduced as the distance between them increases.

## MATERIAL AND METHODS

### *Sampling areas*

The research was carried out in four Forest Stream areas. The first one is located in the Pantanal, the largest wetland area of the world. The Pantanal is a 140,000 km<sup>2</sup> floodplain wetland in the western part of Brazil and parts of Bolivia and Paraguay. It is a transitional area between the two largest basins in South American (The Amazon and Paraguay basins) and it has a special annual water cycle that completely modifies the landscape; during flooding, rivers form enormous lakes, several kilometers long. This flooding occurs from October to April. The cycle of flooding is the most important phenomenon in the region, and it is caused by the low soil drainage and topography rather than to local rainfall (Calheiros *et al.* 2000 ). Samples were collected at the margins of the Miranda river, close to Passo do Lontra, Corumbá, MS (19°22'-19°35'S, 57°0'-57°3'W), where altitude is about 90 meters above sea level.

The other three areas are located in the Cerrado biome. The Cerrado is the second larger biome in Brazil. Its typical savannas climate presents dry seasons during the southern winter (approx. April± September) and rainy seasons from October to March. (Dias 1992). The soil of most area is always well-drained and Cerrado vegetation is intolerant of water logging. Stream or riparian forests are inserted in the typical vegetation landscape along the watercourses.

These studied areas are inserted in the São Francisco river basin. This basin has a drainage area that exceeds 645,000 km<sup>2</sup>, an approximately length of 2,850 km, crossing five Brazilian States. Because of its extension and different environment that it crosses, the São Francisco basin is divided in four physiographic regions called Alto São Francisco, which corresponds to 19% of its area, and goes from its origin to Pirapora (17°20'23.07" S, 44°57'10.11" W). The second region is called Médio São Francisco that extends from Pirapora to Remanso city in Bahia state (9°23'27.78" S, 42°05'44.95" W) and it corresponds to 55% of the basin. The third region is the Submédio São Francisco, from Remanso to Paulo Afonso city (9°23'27.78" S, 38°12'08.42" W), also in Bahia state (24% of the basin) and finally the Baixo São Francisco, which goes from Paulo Afonso to the mouth (10°30'18.78" S, 36°24'31.61"



W - 7% of the basin) (ANA, 2002). The studied areas are located in the Alto São Francisco region, close to different rivers in its basin.

One of the studied areas is in the limit of Alto and Médio São Francisco basin regions. Samples were collected in the left margin of São Francisco river close to Buritizeiro city (17°16'12" S, 44°55'48" W). The altitude is 872m above sea level, the average annual temperature is 23.4 °C and average precipitation of 1,045.4 mm/year (Golfari, 1975). In this area, the river width is more than 300m and the margin is always more than 10 meters higher than the river course. The higher regularly increases with distance getting more than 24 meters in more distant points from river course.

The other two areas inside the same basin are located in the Alto São Francisco region, and both are close to rivers that contribute indirectly to São Francisco river. One of them is close to Divinópolis city, at the right margin of Itapecerica river (20°11'20" S, 44°53'38" W) where samples were collected. This river drains to Pará river which is a direct contributor to the São Francisco river. The average altitude is approximately 700m above sea level where samples were carried out. The average temperature is about 16° C in the winter and about 25° C in the hot seasons. The precipitation is between 1100 and 1700mm/year. River width is about 30 meters and the margin is between 1.75 and 7.26 meters in studied area. The margin altimetry does not increase with river distance regularly.

The last area studied is located close to Serra do Cipó district, in the margin of Paraúna river (19°16'12.7"S, 43°38'54.1"W) where samples were collected. The altitude is 735m. The average temperature oscillates from 17° to 18.5° C and the precipitation from 1.450 to 1.800 mm. The studied area presents margin altimetry regularly increasing with distance from river course. The topography is steep and level difference from river course regularly increases from 1m to more than 12m in 80m since the margin. This area also presents a difference relative the others because there is a road approximately 80m from river margin.

#### *Data sampling and specimen identification*

In each area, we marked three transects, perpendicular to the river and distant at least 100 meters each other. A pair of pitfall traps were installed at distances of 10

meters along each transect. In each point of each transect one trap was installed in the soil to collect soil and litter ants, and the other trap was installed 1.50 meter above the soil, in the closest tree to the collected point, to collect arboreal ants. Pitfall traps (diameter = 19 cm; height = 11 cm) were installed and remained in the field for 48 hours (Bestelmeyer et al. 2000). Since protected riparian area is proportional to river width the length of transects adopted was also proportional to the distance across the river.

Because river width were different from each other (São Francisco river: 250m; Miranda: 100; Itapecerica: 30m; Paraúna: 10m width) the length of transects also were different. Therefore, the transects measured 250 for São Francisco river, 150 for Miranda, 100m for Itapecerica and 80m for Paraúna river, totalizing 150, 90, 60 and 48 samples collected in the margin of São Francisco, Miranda, Itapecerica and Paraúna rivers respectively. Distance relative to the river course was measured for each point, using a measure tape.

Samples close to Miranda river were collected at the beginning of the rainy season (October/2004) and the other ones in the end of rainy season (February/2005 in São Francisco margin, March/2006 in Paraúna margin and March/2007 in Itapecerica margin).

Collected specimens were sorted and identified to genera with the help of the identification keys of Bolton (1994). The subfamily classification suggested by Bolton (2003) was adopted. When possible, they were identified to species accordingly to the reference collection of the Laboratório de Ecologia de Comunidades – UFV of the Departamento de Biologia Animal at the Universidade Federal de Viçosa where voucher specimens were deposited.

#### *Similarity among riparian ant communities*

The first hypothesis was tested in two different scales: initially we tested if different rivers present similar riparian communities, and subsequently we tested if differences occur among transects in each studied area. Because different groups of ants may present particular responses to different environmental factors, the analyses were carried out separately for soil and arboreal ants.

a) Looking for differences among studied areas

To test the hypothesis that mirmecofauna close to rivers presents a distinctive species composition we compared species composition using multivariate techniques. We arbitrarily consider only the samples carried out in the first three samples from river margin in each transect as the “riparian community”.

Species composition from different rivers was first compared by a non-metric multidimensional scaling (NMDS), calculated from a Bray-Curtis presence-absence similarity matrix, where each sample was represented by a row and each species was represented by a column. In this analysis, a dissimilarity index is calculated for each pair of samples to map sample inter-relationships in an ordination in two dimensions (Clarke 1993). All zero rows were excluded to avoid infer total dissimilarity between non-sampled places. We chose the widely used Bray-Curtis similarity coefficient since it is identical to Dice's (Sørensen) measure, regarded as one of the most effective presence/absence similarity measures (Magurran, 2003).

To better comprehension of the maps stress value was checked. The stress value can help to assess how well is the configuration found by the NMDS solution. It is usually accepted that stress values above 0.2 indicate plots that could be dangerous to interpret. These guidelines, however, are over-simplistic because stress tends to increase with increasing numbers of samples, for example (Clarke 1993).

To test differences among samples (each pitfall was considered one sample) of distinct rivers, we devised an analysis of similarity, 'one-way ANOSIM' (termed by analogy with one-way ANOVA). This analysis allows us to compare the difference between the average rank similarities 'between samples within a studied area' and 'between samples in different studied areas'. ANOSIM states that a R value of 0 reflects no site differences, and + 1 corresponds to an alternative in which all replicate cores within a site are more similar to each other than any replicates across sites (Clarke and Green 1988). Similarity was also calculated using the Bray-Curtis distances and their significance was tested with 10000 random permutations using the program PAST (Harmer *et al.* 2001)

If a typical riparian community exists we expected that samples from all studied areas could be grouped together. Therefore NMDS would not show distinctive groups, ANOSIM would present a non significant result, and the hypothesis that all riparian studied areas are equally composed would not be rejected. Conversely, if NMDS shows distinctive groups and ANOSIM present a significant result we would conclude that each studied area presents a particular riparian community. Therefore, individual species can contribute to identification of patch distinctness (i.e. contributions of each species to the dissimilarity between paired patches). These species would be identifiable using the test SIMPER, or similarity percentage. SIMPER is a simple method for assessing which taxa are primarily responsible for an observed difference between groups of samples (Clarke 1993). Therefore when groups would be discernible we carried out SIMPER test to complete the ‘distinctness analysis’ between rivers. The Bray-Curtis similarity measure is implicit to SIMPER (Clarke, 1993).

#### b) Looking for differences among transects in each studied area

Because each transect in the same area could present a particular ant community, we tested if the samples of different transects can be grouped together. Therefore we compared species composition among transects carrying out NMDS and devised an analysis of similarity test (ANOSIM) for each transect of the four studied areas. NMDS could show distinctive groups and ANOSIM could present a significant result if sampled points enclosed in different transects are independent of points in other transects. But if NMDS shows separated groups and ANOSIM present a significant differences among groups sampled we carry SIMPER test to complete the ‘distinctness analysis’ between transects. In these analysis we used all points of each transect, removing all points with zero species to avoid program to infer a false “total dissimilarity”.

#### *Area importance for species composition*

To test the hypothesis that a particular ant riparian community occupies the area close to the river we also arbitrarily determined that species collected in points inside the first 30 meters from the river course would be called “riparian community”. Then

we constructed a presence-absence matrix to calculate the Bray-Curtis dissimilarity index between points of each distance and the “riparian community” using the PAST program. If transects were not significantly distinctive we put all “riparian” species together, and all points of the equal distance from river were also grouped in the same row, independently of the transect in which they were sampled. If transects could not be grouped we calculated dissimilarity index separately for each transect. Then we devised a linear regression between dissimilarity and distance from the “riparian community”, with binomial errors, using the R software (R Development Core Team 2007).

If a true “riparian community” associated to the presence of river courses exists, consequently inside the legal protected area the dissimilarity would increase with distance from our “riparian community”. This dissimilarity would noticeably increase outside this legally protected area, which is proportional to river width.

## RESULTS

We collected 141 ant species from 34 genera and seven subfamilies (Table 1). A total of 85 species were collected with arboreal traps, of which 22 species were exclusive from trees. The number of species per arboreal trap ranged from zero to seven (mean = 2.16). In soil traps, 119 species were collected, of which 56 were exclusive from the soil. The number of species per soil trap ranged from zero to 13 (mean = 5.02).

At the São Francisco river 71 species were collected, being 65 species in soil traps and 42 in arboreal traps. Six species were collected only in arboreal traps and 29 exclusively in soil pitfalls. In the first 30 meters from river course 26 species were collected in soil traps and 10 species in arboreal traps.

At Miranda river margin we collected 62 species, being 42 in soil ant traps and 39 in arboreal ant traps. Nineteen species were collected exclusively in arboreal pitfalls and 22 only in soil. In our in the first 30 meters from river course, 22 species were collected in soil traps and 11 species in arboreal traps.

Close to the Itapecerica river a total of 60 ant species were collected, being 30 in tree traps and 47 in soil traps. Thirty-one were collected exclusively in soil traps and 14

only in arboreal pitfalls. Eighteen species were collected in the first 30 meters from river course with soil traps and 12 species with arboreal traps in the same area.

Finally, close to Paraúna river 47 species were collected. Soil traps collected 36 species in which 24 exclusively into them. Arboreal traps collected 23 species being 11 exclusively collected in it. Thirty-two species were collected in the arbitrary “riparian area”, inside these first 30 meters from river course 26 species were collected in soil traps and 11 species in arboreal traps.

#### *Similarity among riparian ant communities*

##### a) Differences among studied areas

Groups for studied areas are difficultly traceable for soil and arboreal ants (Figures 1 and 2). However, ANOSIM evidenced significant differences among samples of distinct rivers for arboreal ( $p < 0.0001$ ,  $R = 0.182$ ) and for soil ant community ( $p < 0.0001$ ,  $R = 0.499$ ). Note that, although the distinction for soil ants is significant, the R value is low showing ambiguous groups (Table 1).

Because ANOSIM indicated that riparian areas of different rivers present distinguishable ant species composition we carried out SIMPER (similarity percentage) test to complete the ‘distinctness analysis’ between rivers. In soil 15 species determined 50% of the differences between groups (Table 2), while nine species determined the same difference percentage in trees (Table 3).

##### b) Differences among transects in each studied areas

Transects of the same river did not show different composition neither for soil ants nor for arboreal ants at Paraúna and Itapecerica margins. In São Francisco and Miranda margins the transects differed each other with a significant p-value, but the R value was small (Table 4). The stress value was high for every area (Figure 3 a-h).

To accumulate 50% of difference among groups for soil ants in Miranda river seven species, and eight for arboreal community, were necessary. In São Francisco margins eight arboreal species and eleven soil species accumulated 50% difference among transects.

### *Area importance for species composition*

At Paraúna and Itapecerica margins all “riparian” species (sampled inside the first 30 meters from river course) were grouped together, all points in the same distance were also grouped, independently of transect in which they were collected to calculate the dissimilarity index. At Miranda and São Francisco margins dissimilarity index were calculated separately for each transect. The same procedure was applied for soil and arboreal ants.

The linear regression between dissimilarity and distance from the “riparian community” was not significant for most of the studied communities. Therefore, arboreal ant dissimilarity did not differ along distance from our arbitrary “riparian community” (and consequently, from river course) for arboreal ants of Paraúna ( $\chi^2=0.1492$ ,  $p=0.072$ ), Itapecerica ( $\chi^2=0.0202$ ,  $p=0.420$ ), Miranda ( $\chi^2=0.2111$ ,  $p=0.370$ ) and São Francisco ( $\chi^2=0.2284$ ,  $p=0.379$ ). Dissimilarity between points with different distances and the arbitrary “riparian community” also did not differ for soil ants of Paraúna ( $\chi^2=0.0953$ ,  $p=0.322$ ), Itapecerica ( $\chi^2=0.0209$ ,  $p=0.597$ ), Miranda ( $\chi^2=0.0080$ ,  $p=0.819$ ) and São Francisco ( $\chi^2=0.0021$ ,  $p=0.854$ ).

## DISCUSSION

Our results does not support tested hypotheses that a common typical riparian ant species community exists in distinct river margins. Each area presented a characteristic ant species composition inside the first 30m closest to the studied river courses, though the overall richness inside this 30m does not differ correlated to river width. When ant species composition of whole transects was considered, significant differences in ant species composition were found for larger rivers because they have legal protected riparian area and consequently sample size was larger close them. Differently from riparian areas close to larger rivers, the species composition among transects at thinner protected riparian areas did not differ significantly.

Therefore, our results show that ant community varies among rivers margins and along the margin of each river. Beyond this variation we also found changes in species

composition along distance from areas close to river course and inward each studied riparian community. All areas presented the same pattern, demonstrating the absence of a particular species composition close to river courses for soil and arboreal ants. Consequently, a particular community does not exist close to rivers, and this community is not the same for all regions in tropical areas, even though we consider only the Cerrado biome or a unique river course.

These results evidence the effects of environmental heterogeneity characteristic of riparian areas. Riverine landscapes are heterogeneous in space and time, therefore can be inhabited by a diverse and abundant fauna. As showed in table 2, nine arboreal ants contributed with about 50% of the difference among riparian areas from distinct rivers. This number was larger to soil ants (11 – Table 1) showing that each ant species of soil community contributed with a lesser amount than arboreal ants to distinguish communities from riparian forest from different rivers.

Among arboreal species that contributed more to this delineation we found *Camponotus crassus* which was more frequent close to Paraúna river than other studies areas and *C. atriceps* which was more frequent close to Itapecerica river and rarer or absent in other studied areas. Other species were found exclusively close to distinct rivers as *Labidus praedator* and *Camponotus sexguttatus* (only close to Paraúna river). Among species of soil community *Pachycondyla striata* and *Atta sexdens* occurred only close to Itapecerica and *Camponotus blandus* occurred only close to São Francisco river.

*Camponotus* ants are expected to be abundant in our samples due to their generalized and opportunist foraging and nesting habit (Brown Jr 2000, Silvestre 2000) that makes these ants prone to live in disturbed habitats such as flooded ones. These ants are grouped by Silvestre (2000) in a guild in which organisms can nest in ground, dead wood and tress and, accordingly, can be related with dead wood and homopterous abundance. This guild was called “patrollers”, because they can cover larger areas around their nests. Are very active ants which can present distinct behavior depending on the situation. Silvestre (2000) emphasized that *C. crassus*, for example, is predominantly aggressive, but its behavior may varies depend on the species which it interact. In a experiment *C. crassus* excluded species of *Pheidole* and *Cephalotes* genus from sardine baits, but share the bait with *Crematogaster*, and on other occasion *C. crassus* was excluded by *Solenopsis* ants. Therefore, these ants are behaviorally very



plastic explaining its frequency in most of areas in Cerrado biome. In riparian areas it is possible that they may explore soil and litter when water level get lower and trees in flood periods. Not only in riparian areas, but generally in Cerrado biome, *Camponotus* is one of the most frequent and rich genera, being widely distributed (Silvestre and Brandão 2001), including in urban areas (Soares *et al.* 2006).

Other interesting pattern concern species of the same genus restricted at the same areas such as *Brachymyrmex cordemoyi* and *Brachymyrmex* sp., which occurred only at Paraúna margins and *Ectatomma edentatum* and *E. brunneum* which occurred at Miranda and São Francisco, being both species more frequent in samples at São Francisco margins. Both genera are recognized as widely distributed in the Neotropics being *Brachymyrmex* pointed out as a truly omnivorous (Delabie *et al.*, 2000), and *Ectatomma* as generalized predators (Brown Jr 2000). Though pointed out as a predator, *E. edentatum* is frequently found tending treehoppers in Cerrado (Del-Claro and Oliveira 1999).

Silvestre (2000) points out that smaller ants, as *Brachymyrmex*, forage in large groups and explore small patches close to their nests, while larger ants as *Ectatomma*, forage solitarily or in small groups. Our results corroborate the relationship between corporal size and environment exploration habit emphasized by Silvestre (2000), since larger *Ectatomma* ants can explore larger areas and were found more frequently close to rivers in which protected riparian area is also larger, similar to *Pachycondyla*, which were grouped together with *Ectatomma* as “larger predators” by Silvestre (2000). On the other hand, the small ants *Brachymyrmex* were found at all studied areas, corroborating their inclusion in “small opportunist guild” by Silvestre (2000). Again, we emphasize the ability to nest in both habitats: soil ant arboreal from *Brachymyrmex* and *Ectatomma*, in the same way that *Pheidole* and *Solenopsis*.

The very generalist and rich genus *Pheidole* present confuse or absent pattern. Four species of *Pheidole* were important to distinguish soil communities among areas, differing concerning to frequency of occurrence in samples only. While *Pheidole* sp2, for example, occurred at all studied areas, *Pheidole* sp5 was the specie in the genus that contributed more to the distinction among areas. Other species such as *Solenopsis* sp1 contributed to delineate arboreal community because it occurred only at trees close to São Francisco river. Nevertheless the same species occurred in Itapecerica and Miranda margins but in soil traps.

Contrary to the other areas, Miranda margins did not present exclusive soil species and were distinguishable more by the absence of species like *Camponotus crassus*, which was absent only in this riparian area. Although soil community did not present exclusive species close to Miranda, there were two arboreal ants exclusive and abundant in this area. *Wasmannia* sp25, one of these species, pertain to a genus considered as generalist in relation to its food choice and behaviorally aggressive. Conversely, *Cephalotes atratus* avoid aggressive interactions. Interestingly, *Cephalotes pusillus* was absent only in this area, where *C. atratus* was present and abundant. Ants of the genus *Cephalotes* collect nectar and preferentially pollen (Urbani and Andrade 1997) though registered in sardine baits, thereafter also considered omnivorous (Silvestre 2000).

*Dolichoderus validus* showed a more consistent pattern, occurring only at trees close to Itapecerica, coherently occur frequently in soil traps in the same area, unusually at Paraúna soil traps and was absent at other studied areas. These ants are arboreal and, as all specious previously cited, generalized foragers. They can collect nectar and arthropods honeydew.

Results of comparison among transect within each studied area showed that ant species composition of transects varies only when transects are sufficiently lengthy. This implies in higher distances from river course, and importantly, larger number of samples. Considering the fact that overall richness along this 30m does not vary with river width we infer that diversity aside different river courses can be equivalent independently of the width of the river. Therefore, richness at sideways of Paraúna could be superior if the vegetated area was larger. Our data, hence, corroborate one of the most robust empirical generalizations in ecology that is the tendency for species richness to increase with area (the "species-area relationship") (McGill *et al.* 2007).

Even though local factors such propensity to disruptive flood episodes can explain reduced richness close to Paraúna river, the presence of a road followed by pasture hamper the community close to river and possible limit the existence of other ant species than that we found. Possibly, the increase of the protected area would increase species richness and diversity, as occurred close to São Francisco, Miranda and Itapecerica rivers, where vegetated area were larger than 100 meters. The expanding of riparian protected area could therefore imply in shelter for more species, here evidenced by the similar number of species (between 60 and 70 species) encompassed in distinct

riparian areas and by the differentiation among ant species composition of transects in the same area, when transect is sufficiently lengthy.

Aggregated nest distribution has been found for nests of ant soil species while species show random distribution (Soares and Schoereder 2001). Even when mosaic structure is identifiable, stochastic events is pointed as a factor that has to be taken into account to explain the species distribution pattern (Ribas and Schoereder 2002). Therefore, though transects inside riparian areas differ from each other, we have no evidence that this can be explained by ants specialization to environments closer to river because ant species dissimilarity does not varies along distance from areas close to river course. Reinforcing the conclusion that a particular riparian ant community does not exist, this pattern was the same for soil and arboreal ants in all studied areas. The nonexistence of a particular fauna in habitats close to water reservoirs was also reported for mammals, amphibians, birds (Macdonald et al 2006) and ants (Dangerfield *et al.* 2003, Ballinger 2007, Ribas and Schoereder, 2007).

Adis and Junk (2002) point out that most invertebrate species survive in floodplains simply using a 'risk strategy', combining high reproduction rates, dispersal and re-immigration after catastrophic events. This is in accordance to the fact that almost all species found in our samples present generalist habits. Riparian species composition was found different from other habitats for arthropods such as soil springtails and spiders (Dangerfield *et al.* 2003) and arboreal ants (Michelangeli 2003). Disturbance and transitional nature of riparian areas favor opportunist and generalist species, together with the complex landscape structure provides a diversity of habitats that sustains various successional stages of faunal assemblages (Robinson *et al* 2002). This complexity can therefore explain the ant community richness and composition.

Despite the lack of particular species in riparian areas, we emphasize the species richness, which was higher than other important ecosystems. Ribas and colleagues (2005), for example, found 119 soil ant species at 210 baited pitfall traps, distributed in 17 tropical forest remnants, considered diversity hotspots. In the present study we also found 119 soil species in 174 non baited traps distributed in four riparian areas. For arboreal ants at two areas of cerrado domain, another Brazilian biodiversity hotspot, Ribas and colleagues (2003) found 133 species, in 370 baited pitfall traps plus manual collect, in riparian areas we found 85 species with less than half sampling effort (174 non baited pitfall traps).

Walker (1995) points that biological diversity is a determinant factor of ecosystem function. Accordingly, the existence of a species number within a functional type is an important element in conserving biological diversity. Therefore, biodiversity maintenance is desirable even where species have largely redundant functional roles (Walker 1995; Johnson et al. 1996; McGrady-Steed et al 1997; Chapin et al. 2000; Hooper et al 2005). Therefore, even most frequent riparian ant species are generalists, they can play important role in this ecosystem deserving. These redundant organisms can be important because the existence of various species within a functional type is an important element in conserving biological diversity, since it can promote flexibility and contribute ecological resilience (Walker 1995, McGrady-Steed et al 1997, Chapin et al 2000, Bengtsson 2002). Walker (1995) strengthen the argument by saying that not only does redundancy buffer an ecosystem against change, but it provides an opportunity for further and future functions (adaptation).

In environments more subject to disruption such as riparian areas, redundancy can be especially important to ensure that the ecosystem maintains its function nearly constant. Therefore, biodiversity conservation deserves special attention because their functions could be quickly lost with species extinctions. Riparian conservation can assure proper biodiversity close to rivers and contribute to the maintenance of regional biodiversity (Darveau *et al.* 2001, Pither and Kellman, 2002), as well as decrease the ability of exotic species to invade communities. However the provision of tangible ecosystem goods and services by natural systems depends not only on species' presence or absence but also on their abundance (Chapin *et al.* 2000).

Studies has shown that even very small strips can be important as stopover, migration corridor, refugia and shelter species (Skagen *et al.*1998, Pither and Kellman 2002, Robinson *et al.* 2002, Suziki *et al.* 2002), however the combined influence of edge effects (windthrow, microclimate, forest structure) from two sides of forest corridors may severely impact the habitat value of narrow riparian buffers (Hannon *et al.* 2002, Macdonald *et al.* 2004). Currently, loss of species and ecosystems is proceeding faster than research aimed at identifying conservation priorities. In this sense, our data support and emphasize the importance to fight for as much land for conservation as possible (Walker 1995). Therefore in the same way that Silva Júnior (2001), Hannon (2002) and Macdonald (2006) we call attention to the necessity to enlarge the legal protected areas, specially close to small rivers to effective diversity maintenance.

ACKNOWLEDGEMENTS: The authors are indebted to the Entomology and Biodiversity Conservation Master Course of UFMS for the opportunity to participate in the Field Entomology course at the Pantanal Studies Base. Carla R. Ribas, André Lourenção, Gil B. Campos, Gustavo B. F. Campos, Patricia A. L. Sá and Frederico O. R. Resende helped with the fieldwork. Rogério R. Silva and Rodrigo Feitosa assisted with identification work. Fundação Caio Martins (FUCAM-Buritizeiro), and the studied areas owners who permitted our access. Carlos Sperber for suggestions concerning to data analysis and Milena Wachlevski for suggestions whit analyses and writing. R. B. F. Campos is supported by a CAPES grant and J. H. Schoederer is supported by a CNPq grant. The study was supported by CAPES/PROF, CNPq and FAPEMIG.

## REFERENCES

- Adis, J.; Harada, A.Y.; Fonseca, C.R.V.; Paarmann, W. & Rafael, J.A. 1998. Arthropods obtained from the Amazonian tree species “Cupiuba” (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural pyrethrum. *Acta Amazônica* 28: 273-283.
- Adis, J. & Junk, W.J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711–731.
- Ballinger, A.; Lake, P.S. & Nally, R.M. 2007. Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and longer-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest. *Oecologia* 152:227–238.
- Barros, E.; Curmi, P.; Hallaire, V.; Chauvel, A. & Lavelle, P. 2001. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma*. 100: 193– 213.
- Bengtsson, J. 2002. Distance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology*. 38:119-125.
- Bestelmeyer, B.T.; Agosti, D.; Alonso, L.E.; Brandão, C.R.F.; Brown Jr., W.L., Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (eds). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. pp 122-145.

- Bolton, B. 1994. *Identification guide to the ant genera of the world*. Harvard University Press, Cambridge, 201p.
- Bolton, B. 2003. *Synopsis and classification of Formicidae*. The American Entomological Institute, Gainesville, 370p.
- Boulton, A.M. & Amberman, D.K. 2006. How ant nests increase soil biota richness and abundance: field experiment. *Biodiversity and conservation*. 15:69-82
- Brown Jr., W.L. 2000. Diversity of ants. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (eds). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. pp 45-80.
- Chapin, F.S.; Walker, B.H.; Hobbs, R.J.; Hooper, D.U.; Lawton, J.H.; Sala, O.E. & Tilman, D. 1997. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. *Science* 277: 500-504.
- Chapin, F.S.; Zavaleta, 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. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242
- Calheiros, D.F.; Seidl, A.F. & Ferreira, C.J.A. 2000. Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil. *Journal of Applied Ecology* 37:684–696.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117–43.
- Clarke, K.R. & Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a ‘biological effects’ study. *Marine Ecology - Progress Series*. 46, 213–26.
- Dangerfield, J.M.; Pik, A.J.; Britton, D.; Holmes, A; Gillings, M.; Oliver, I.; Briscoe, D. & Beattie, A.J. 2003. Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology*. 28: 227–236.
- Darveau, M; Labbé, P; Beauchesne, P; Bélanger, L. & Huot J. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam Fir forest. *Forest Ecology and Management*. 143: 95-104.
- Delabie, J.H.C.; Agosti, D. & Nascimento I.C. 2000. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: D.Agosti, J.D. Majer, L. Alonso & T. Schultz (eds). *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the worlds’ rain forests*. School of Environmental Biology, (Bulletin,18).
- Del-Claro, K. & Oliveira, P.S. 1999. Ant-Homoptera Interactions in a Neotropical Savanna: The Honeydew-Producing Treehopper, *Guayaquila xiphias*

- (Membracidae), and its Associated Ant Fauna on *Didymopanax vinosum* (Araliaceae). *Biotropica* 31(1): 135-144.
- Del-Claro, K.; Byk, J.; Yague, G.M. & Morato, M.G. 2006. Conservative Benefits in an Ant-Hemipteran Association in the Brazilian Tropical Savanna. *Sociobiology* 47(2):1-8.
- Dias, B.F.S. 1992. Cerrados: Uma Caracterização. In: Dias B.F.S. (ed.) *Alternativas de Desenvolvimento dos Cerrados: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais Renováveis*. Brasília, DF, Brazil: FUNATURA. pp: 11-25.
- Golfari, L. 1975. *Zoneamento ecológico do estado de Minas Gerais para reflorestamento*. PRODEPEDEF/ PNUB/ FAO/ IBDF/ BRA, Belo Horizonte. 65p.
- Hammer, O; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST–PALaeontological STatistics ver. 1.21. <http://palaeo-electronica.org>
- Hannon, S.J.; Paszkowski, C.A.; Boutin, S.; DeGroot, J.; Macdonald, E.; Wheatley, M. & Eaton, B. 2002. Influence of varying riparian buffer strip widths on abundance and species composition of amphibians, small mammals and songbirds in the boreal mixedwood forest of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*. 32: 1784–1800.
- Holway, D.A. 2005. Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary. *Biological Conservation*. 121: 561-567
- Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J.; Vandermeer, J. & Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. 75(1): 3–35.
- Iwata, T., Nakano, S. & Murakami, M. 2003. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography*. 26: 325–337.
- Johnson, K.H.; Vogt, K.A.; Clark, H.; Schmitz, O. & Vogt, D. 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *TREE* 2(9): 372-377.
- Naeem, S.; Thompson, L.J.; Lawler, S.P.; Lawton, J.H. & Woodfin, R.M. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 347:249–262.
- McGrady-Steed, J.; Harris, P.M. & Morin, P.J. 1997. Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*. 390: 162–165.

- Macdonald, S.E.; Burgess, C.J.; Scrimgeour, G.J.; Boutin, S.A.; Reedyk, S. & Kotak, B. 2004. Should riparian buffers be part of forest management based on emulation of natural disturbance? *Forest Ecology and Management*. 187: 185–196.
- Macdonald, S.E.; Eaton, B.; Machtans, C.S.; Paszkowski, C.; Hannon, S. & Boutin, S. 2006. Is forest close to lakes ecologically unique? Analysis of vegetation, small mammals, amphibians, and songbirds. *Forest Ecology and Management*. 223: 1–17.
- Majer JD. 1983. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use and land conservation. *Environment management*. 7: 375–85.
- McGill, B.J.; Etienne, R.S.; Gray, J.S.; Alonso, D.; Anderson, M.J.; Benecha, H.K.; Dornelas, M.; Enquist, B.J.; Green, J.L.; He, F.; Hurlbert, A.H.; Magurran, A.E.; Marquet, P.A.; Maurer, B.A.; Ostling, A.; Soykan, C.U.; Ugland, K.I. & White, E.P. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*. 10: 995–1015.
- Magurran, A.E. 2003. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford. 256p.
- Michelangeli, F.A. 2003. Ant Protection against Herbivory in Three Species of *Tococa* (Melastomataceae) Occupying Different Environments. *Biotropica*. 35:181-188.
- Pither, R. & Kellman, M. 2002. Tree species diversity in small, tropical riparian forest fragments in Belize, Central America. *Biodiversity and Conservation* 11: 1623–1636.
- R Development Core Team. 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ribas, C.R., & Schoereder, J.H. 2002. Are all ant mosaics caused by competition? *Oecologia*. 131: 606-611.
- Ribas, C.R.; Schoereder, J.H.; Pic, M. & Soares, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale process regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*. 28: 305 – 314.
- Ribas, C.R. & Schoereder, J.H. 2007. Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazil Pantanal. *Biodiversity and Conservation*. 16: 1511 – 1520.
- Ribas, C.R.; Schoereder, J.H.; Pic, M. & Soares, S.M. 2005. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*. 28: 305-314.



- Robinson, C.T.; Tockner, K. & Ward, J.V. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*. 47: 661–677.
- Silva Júnior, M.C. 2001. Comparação entre matas de galeria no distrito federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. *Acta Botânica Brasileira*. 15(1): 139-146.
- Silva, A.C.; Van Den Berg, E.; Higuchi, P.; & Oliveira-Filho, A.T. 2007. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 30(2): 257-269.
- Silvestre, R. 2000. *Estrutura de comunidades de formigas de cerrado* (Doctors scientiae thesis). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP).
- Silvestre, R. & Brandão, C.R.F. 2001. Formigas (Hymenoptera, Formicidae) atraídas a iscas em uma ilha de cerrado no município de Cajuru, estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*. 44: 71-77.
- Skagen, S.K.; Melcher, C.P.; Howe, W.H. & Knopf, F.L. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizon. *Conservation Biology*. 12:896-909.
- Soares, S.M. & Schoereder, J.H. 2001. Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. *Insectes Sociaux*. 48:280–286.
- Soares, N.S.; Almeida, L.O.; Gonçalves, C.A.; Marcolino, M.T. & Bonetti, A.M. 2006. Levantamento da Diversidade de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) na Região Urbana de Uberlândia, MG. *Neotropical Entomology*. 35(3):324-328.
- Sousa-Souto, L.; Schoereder, J.H.; & Schaefer, C.E.G.R. 2007. Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. *Austral Ecology*. 32 (7): 758–765.
- Sobrinho, T.G; Schoereder, J.H.; Rodrigues, L.L. & Collevatti, R.G. 2002. Ant visitation (Hymenoptera: Formicidae) to extrafloral nectaries increases seed set and seed viability in the tropical weed *Triumfetta semitriloba*. *Sociobiology*. 39: 353–68.
- Suzuki, W.; Osumi, K; Masaki, T; Takahashi, K; Daimaru, H & Hoshizaki, K. 2002. Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management*. 157: 285–301.
- Urbani, C.B. & Andrade, M.L. 1997. Pollen Eating, Storing, and Spitting by Ants. *Naturwissenschaften*. 84: 256–258.

- Vasconcelos, H.L.; Macedo, A.C.C. & Vilhena, J.M.S. 2003. Influence of Topography on the Distribution of Ground-Dwelling Ants in an Amazonian Forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 38(2):115–124.
- Walker, B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology*. 9:747–52.
- Wilson, E.O. 1987. The little things that run the world. *Conservation Biology*. 1: 344–6.
- Wilson, E.O. 2000. Foreword. . In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (eds). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. pp 122-145.

Figure 1 - Non-metric multidimensional scaling ordinations for arboreal ant species composition of riparian studied areas. Symbol explanations - ■ (Pink) Itapecerica, □ (Dark blue) São Francisco, \* (Light blue) Miranda and ◇ (Green) Paraúna riparian communities. Stress value= 0.825.

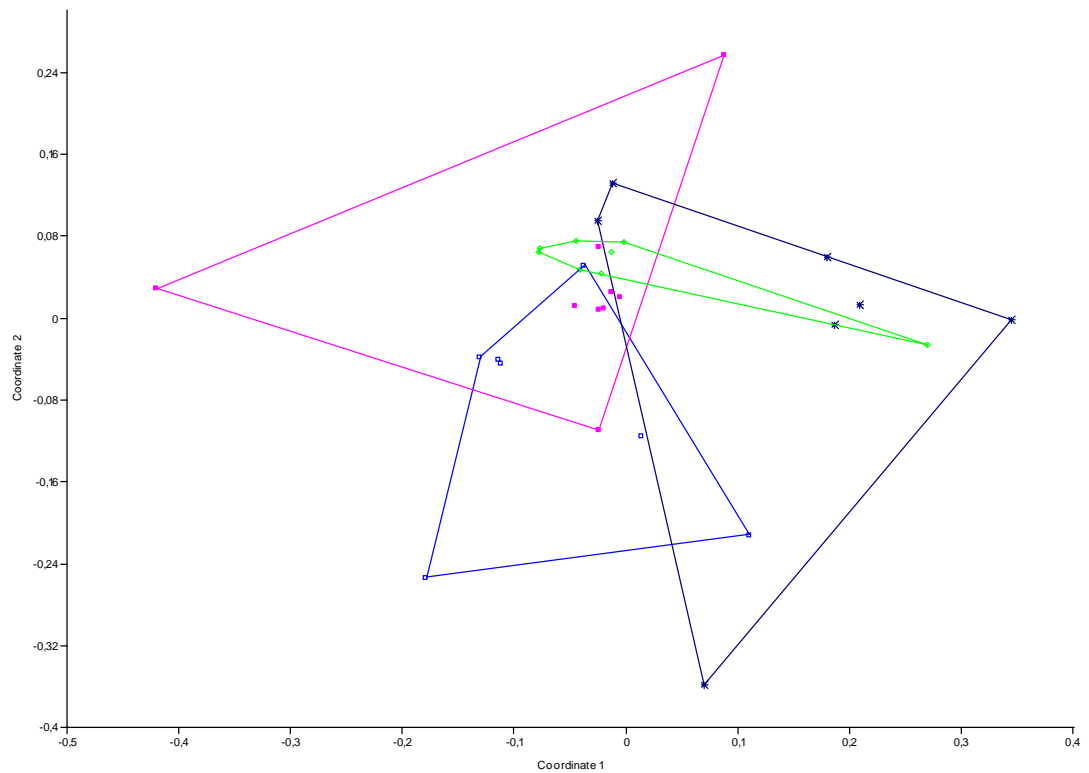


Figure 2 –Non-metric multidimensional scaling ordinations for soil ant species composition of riparian studied areas. Symbol explanations - ■ (Pink) Paraúna, □ (Light blue) Itapecerica, ★ (Dark blue) São Francisco and ◇ (Green) Miranda riparian communities. Stress value= 0.571.

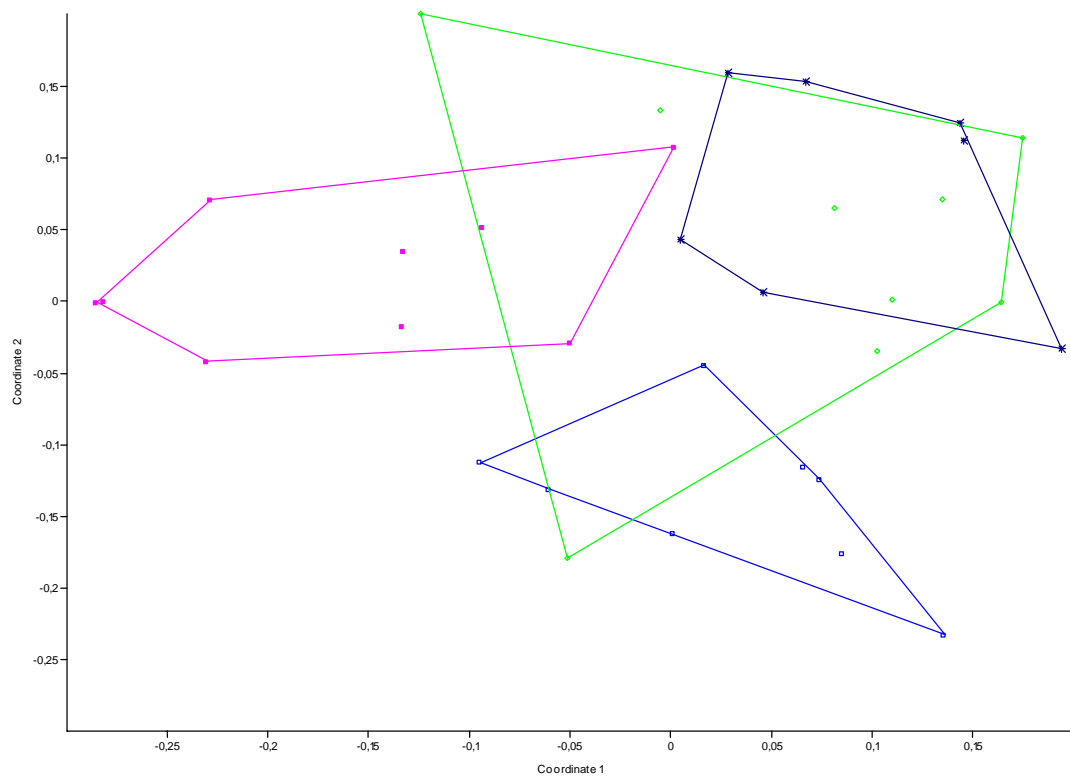


Figure 3 – Comparison among transects for each studied riparian area. (a) arboreal and (b) soil ants in Paraúna margins; (c) arboreal and (d) soil ants in Itapecerica margins; (e) arboreal and (f) soil ants in Miranda margins; (g) arboreal and (h) soil ant in São Francisco margins. Stress value is given.

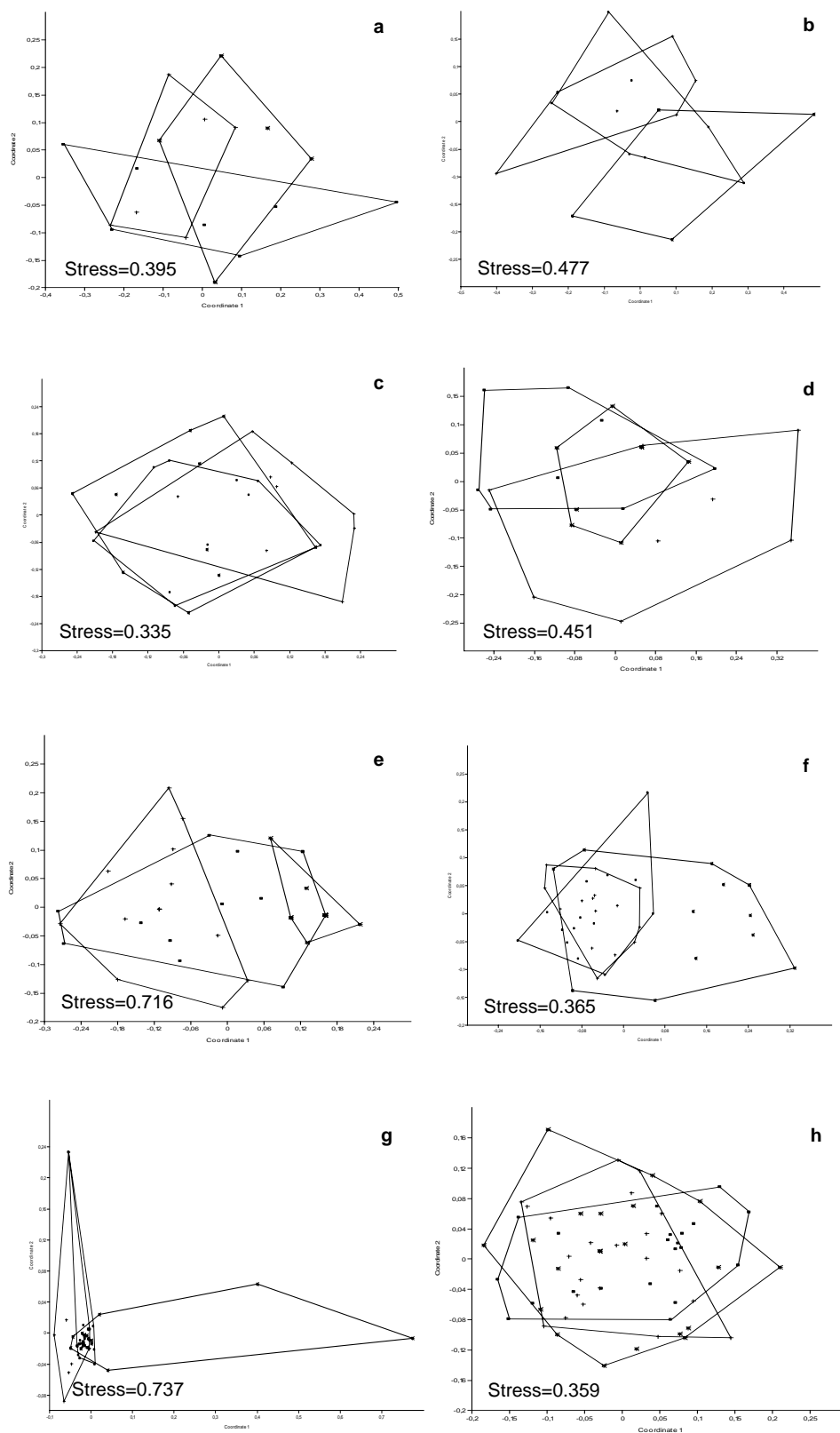


Table 1 – ANOSIM comparisons of ant species composition at the four studied areas for soil and arboreal communities (\*p<0.05; \*\*P<0.01; \*\*\*p<0.001; NS=not significant)

ARBOREAL ANTS				
	São Francisco	Itapecerica	Miranda	Paraúna
São Francisco	-	R=0.156*	R=0.101*	R=0.237*
Itapecerica	R=0.156*	-	R=0.177*	R=0.179*
Miranda	R=0.101*	R=0.177*	-	R=0.231**
Paraúna	R=0.237*	R=0.179*	R=0.231**	-
SOIL ANTS				
São Francisco	-	R=0,463***	R=0,635***	R=0,676***
Itapecerica	R=0,463***	-	R=0,480***	R=0,120 NS
Miranda	R=0,635***	R=0,480***	-	R=0,641***
Paraúna	R=0,676***	R=0,120NS	R=0,641***	-

Table 2 – Major soil ant species contributing to the average dissimilarities between samples from distinct riparian areas, as determined by SIMPER (similarity percentage) analyses.

			Itapecerica	Miranda	Parauna	S.Francisco
	Contribution	Cumulative %	mean abund.	mean abund.	mean abund.	mean abund.
<i>Solenopsis</i> sp1	3,97	4,179	0,25	0,444	0	0,286
<i>Dolichoderus vallisidus</i>	3,836	8,217	0,625	0	0,111	0
<i>Pheidole</i> sp5	3,823	12,24	0,125	0,222	0,111	0,429
<i>Pheidole</i> sp1	3,811	16,25	0	0,556	0	0,143
<i>Ectatomma edentatum</i>	3,739	20,19	0	0,111	0	0,714
<i>Brachymyrmex</i> sp2	3,714	24,1	0	0	0,667	0
<i>Pheidole</i> sp3	3,668	27,96	0	0,222	0,222	0,286
<i>Ectatomma brunneum</i>	3,425	31,56	0	0,222	0	0,429
<i>Pachycondyla striata</i>	3,375	35,12	0,625	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp2	3,229	38,52	0,25	0,222	0,111	0,143
<i>Solenopsis</i> sp2	2,827	41,49	0	0,111	0,444	0
<i>Brachymyrmex</i> sp1	2,685	44,32	0	0	0,556	0
<i>Atta sexdens</i>	2,614	47,07	0,375	0	0	0
<i>Camponotus crassus</i>	2,396	49,59	0,125	0	0,333	0,143
<i>Camponotus blandus</i>	2,247	51,96	0	0	0	0,429

Table 3 –Major arboreal ant species contributing to the average dissimilarities between samples from distinct riparian areas, as determined by SIMPER (similarity percentage) analyses.

Species			S.Francisco	Itapecerica	Miranda	Paraúna
	Contribution	Cumulative %	mean abund.	mean abund.	mean abund.	mean abund.
<i>Camponotus crassus</i>	10,05	10,41	0,143	0,111	0,143	0,625
<i>Camponotus atriceps</i>	7,57	18,25	0	0,444	0	0,125
<i>Cephalotes pusillus</i>	6,204	24,68	0,143	0,222	0	0,25
<i>Solenopsis</i> sp1	5,738	30,63	0,429	0	0	0
<i>Labidus praedator</i>	5,153	35,97	0	0	0	0,375
<i>Dolichoderus vallidus</i>	4,464	40,59	0	0,333	0	0
<i>Wasmannia</i> sp25	3,712	44,44	0	0	0,286	0
<i>Cephalotes atratus</i>	3,712	48,28	0	0	0,286	0
<i>Camponotus sexguttatus</i>	3,435	51,84	0	0	0	0,25



Table 4 - ANOSIM comparisons of ant species composition in distinct transects of each studied area for soil and arboreal communities.

Riparian studied area	arboreal traps		soil traps	
	R	p	R	p
São Francisco	0.111	<0.001	0.076	0.001
Miranda	0.288	<0.001	0.281	<0.001
Itapecerica	0.019	0.318	0.008	0.397
Paraúna	0.115	0.119	0.004	0.477

## CAPÍTULO 3

Formigas em áreas de mata ciliar urbanas: reflorestamento *versus* recuperação

Renata B.F. Campos<sup>1</sup>, José H. Schoereder<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> – Programa de Pós-Graduação em Entomologia. Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Cep 36570-000; Brasil

<sup>2</sup> – Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa; Viçosa, MG; Brasil

\*Corresponding author: Phone +37 32293500; email [jschoere@ufv.br](mailto:jschoere@ufv.br)

Running title: Ant community in stream forests

## RESUMO

O reconhecimento da importância das matas ciliares tem motivado a criação de projetos que visam à conservação e à recuperação destas áreas. A recuperação, como atividade manipulativa por definição, proporciona excelentes oportunidades para estudos ecológicos. O presente trabalho acompanhou áreas ciliares reflorestadas desde o período de preparo do solo para o plantio de mudas, por quatro anos. Buscou-se, desta forma, compreender como a riqueza e composição de espécies de formigas variam ao longo do tempo, em matas ciliares urbanas reflorestadas. Ao longo do tempo, foram encontradas variações na riqueza de espécies de formigas epigéicas nas áreas estudadas, mas estas variações não podem ser explicadas pelo reflorestamento, uma vez que o mesmo padrão foi encontrado em áreas que não foram reflorestadas. Para formigas arborícolas não foi encontrada variação na riqueza. Mudanças significativas na composição de espécies, ao longo do período de estudo foram encontradas na maior parte das áreas, tanto para formigas coletadas no solo quanto nas árvores. Novamente é preciso notar que esta mudança aconteceu tanto nas áreas reflorestadas, como naquelas onde não aconteceu o plantio de mudas. Além disso, não houve aumento na similaridade da composição de espécies em relação à área referência. A diversidade de espécies de formigas e sua alta tolerância à perturbação podem explicar a riqueza aproximadamente constante, o que juntamente com a distribuição localizada e estrutura dinâmica pode explicar a variação na composição encontrada ao longo do tempo. Além disso, a ausência de relação entre similaridade na composição de espécies das áreas reflorestadas com a área referência e o tempo após o reflorestamento evidencia a possibilidade de as mudanças na composição não se relacionarem com nenhum padrão sucessional consistente. Se por um lado, formigas têm sido apontadas por se recuperarem numericamente muito rápido, nossos resultados mostram que a composição não se comporta da mesma maneira. O fragmento em regeneração natural há aproximadamente duas décadas se mostrou mais similar à área referência, desta forma, estudos que considerem a identidade e abundância de espécies de formigas em um maior intervalo de tempo podem revelar aumento na similaridade entre áreas reflorestadas e referência.

Palavras chave: florestas ripárias, matas de galeria, mirmecofauna, ecologia de comunidades, biodiversidade

## INTRODUÇÃO

Embora protegidas por lei, as matas ciliares estão sendo substituídas por construções, pela agricultura e pecuária (Davide *et al.* 2000, Rodrigues e Gandolfi 2001). Entretanto, o reconhecimento da importância da conservação das matas ciliares (Palmer *et al.* 2005 label 199, Lake *et al.* 2007) tem motivado a criação de projetos que visam à conservação e à recuperação destas áreas.

Young (2000) considera a recuperação como um subconjunto de atividades de conservação, tendo o papel de reparar o que é possível, assegurando a sobrevivência futura dos organismos e habitats existentes (Young 2000). A recuperação de ambientes tem sido focada principalmente em plantas, tal fato não parece ser exatamente um problema, uma vez que plantas constituem a maior parte da biomassa dos ecossistemas e a base das cadeias tróficas. Desta forma, a maioria dos projetos de recuperação se concentra em estabelecer um conjunto básico de espécies que permitem que animais e outras plantas sobrevivam por si sós (Young 2000). Estes modelos supersimplificados são, em parte, consequência da escassez de informações sobre a fauna e sua importância para o funcionamento e recuperação dos ecossistemas, especialmente em ambientes pouco estudados como matas ciliares (Darveau *et al.* 2001).

Todavia, a diversidade biológica tem sido apontada como fator importante para o funcionamento e estabilidade dos ecossistemas (Naeem *et al.* 1995, Walker 1995, Chapin *et al.* 2000, Hooper *et al.* 2005). Polinizadores, dispersores de sementes e herbívoros podem ser centrais na determinação do sucesso de esforços de recuperação (Davide *et al.* 2000, Rodrigues e Gandolfi 2001). Assim sendo, mesmo que projetos de recuperação mantenham-se primariamente focados no plantio e crescimento de árvores é interessante que, de alguma forma, fatores zoológicos sejam considerados (Young 2000).

De fato, alguns projetos de recuperação ambiental têm utilizado outros aspectos como a diversidade de artrópodes, microrganismos ou distribuição de nutrientes (Andersen e Majer 2004; Smith *et al.* 2003) como indicadores de recuperação. Outros estudos propõem avaliações integradas da estrutura da vegetação, diversidade de organismos e processos ecológicos (Ruíz-Jaén e Aide 2005). Sendo importante que indicadores de recuperação satisfaçam às necessidades dos cientistas e da comunidade,

ou seja, que dêem respostas rápidas, de fácil coleta e identificação, com custo adequado ao seu uso (Pik *et al.* 2002).

Análises com invertebrados podem ser executadas em áreas grandes ou pequenas, com poucos recursos, para a obtenção de informações biológicas e satisfazem a todos os requisitos acima apontados para a indicação de recuperação ambiental (Pik *et al.* 2002). Estudos com formigas como bioindicadores têm relacionado sua existência com a presença de microrganismos e processos ambientais de modo mais estreito do que plantas, por exemplo (Andersen e Sparling 1997). Trabalhos com formigas permitiram que na Austrália fossem criados protocolos simplificados sem redução na qualidade da resposta (Pik *et al.* 2002; Andersen *et al.* 2004). Estes protocolos e a eficiência (custo e tempo) de amostragem de formigas permitiram a incorporação deste grupo em atividades de monitoramento ambiental (Pik *et al.* 2002; Andersen e Majer 2004).

Entretanto, estudos utilizando formigas na região neotropical não têm resultado em padrões claros, que reforcem a utilidade do número de espécies em áreas de mata atlântica (Schmidt 2008) ou mesmo da diversidade formigas como bioindicadores de recuperação em ambientes de floresta úmida pré-montana (Estrada e Fernández 1999). Nestes estudos, os pesquisadores apontam a composição de espécies como possível indicação de recuperação ou estágio sucessional, entretanto, outros pesquisadores encontraram padrões bastante consistentes de abundância em áreas pré-reflorestados e rápido aumento na diversidade em áreas de savana seca (Ruiz-Jaén e Aide 2005). Na Amazônia Central, também foi encontrada menor abundância de formigas em regiões de floresta madura e a composição também difere conforme o tempo de recuperação (Vasconcelos 1999). No caso específico de matas ciliares não se conhecem trabalhos que apontem indicadores de recuperação, embora formigas sejam consideradas um possível indicador de avaliação e monitoramento nestes ambientes (Rodrigues e Gandolfi 2001).

Além da definição de indicadores de avaliação, parece fundamental a definição de qual ou quais dos estados finais estáveis poderiam ser aceitos como um resultado adequado de projetos de recuperação (Rodrigues e Gandolfi 2001). Além disso, o próprio conceito de restauração vive um momento de intenso debate. Kageyama e Gandara (2001) apontam que o objetivo da recuperação de matas ciliares é formar uma floresta a mais próxima possível da originalmente existente.

Dentre as metodologias empregadas na recuperação de áreas ciliares podem ser citadas a regeneração natural, o plantio de mudas, a semeadura direta e o enriquecimento de formações secundárias (Kageyama e Gandara 2001). Deste modo, recuperação é uma atividade manipulativa por definição e implica em pesquisas explicitamente experimentais (Young 2000), além de constituírem-se em excelentes laboratórios para estudos ecológicos (Rodrigues e Gandolfi 2001). Entretanto, muitos projetos de recuperação são realizados com ênfase em processos operacionais e implementados pela comunidade local de forma que muitas oportunidades de estudos científicos acerca de atividades de recuperação são perdidas (Young 2000). Justamente pela distância entre iniciativas de recuperação pela sociedade e de pesquisa pelos cientistas, a maior parte dos estudos conhecidos compara áreas em diferentes estágios sucessionais em vez de acompanhar o desenvolvimento de áreas em recuperação.

O projeto de reflorestamento de áreas de mata ciliar acompanhado no presente trabalho foi criado e implementado por uma equipe multidisciplinar, composta por engenheiros e técnicos, com o apoio de educadores ambientais e da sociedade civil. A recuperação da mata ciliar, nas áreas estudadas, tem sido feita principalmente através do plantio de mudas de espécies nativas ([http://www3.funedi.edu.br/index.asp?c=paginas&modulo=informativo\\_exibe&url=264&categoriaextra=14&menuextra=1&menuextra2=6](http://www3.funedi.edu.br/index.asp?c=paginas&modulo=informativo_exibe&url=264&categoriaextra=14&menuextra=1&menuextra2=6)). O presente trabalho analisou a mirmecofauna de áreas ciliares que foram reflorestadas, desde o período de preparo do solo para o plantio das mudas, no perímetro urbano de Divinópolis, MG por quatro anos.

Resultados de experimentos em pequena escala mostram relações positivas entre a riqueza de espécies e o peso de serapilheira (Campos *et al.* 2003), assim como com a abundância de árvores (Ribas *et al.* 2003). Desta forma, é possível que, em consequência da recuperação da vegetação, ocorra maior diversidade de recursos para animais e consequente aumento na diversidade da fauna na área ciliar.

Além do aumento na riqueza e não necessariamente dependente deste aumento, espera-se a mudança na composição da comunidade, uma vez que o ambiente será modificado. É possível que esta mudança se dê através da migração de espécies, a partir de remanescentes de mata ciliar, neste caso a comunidade recuperada será semelhante à comunidade de locais com mata ciliar nativa. Por outro, lado pode haver a invasão de espécies vindas de outras áreas, que não mata ciliar. Neste caso, a composição de

espécies da mata recuperada, será diferente da mata original. Um terceiro resultado possível é a ausência de mudança na composição, mostrando que a recuperação da vegetação não influencia a comunidade de formigas.

Portanto, o objetivo deste trabalho é compreender como a riqueza e composição de espécies de formigas variam ao longo do tempo, em matas ciliares urbanas reflorestadas. Para isso, testamos a hipótese que (i) o número de espécies de formigas aumenta após o plantio. Independente do aumento na riqueza, testamos as hipóteses que a (ii) composição de espécies se modifica em função do plantio de mudas e (iii) esta mudança na composição se dá no sentido de um aumento na similaridade entre locais reflorestados e “nativos” após o plantio.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Áreas de estudo*

Este trabalho foi realizado em locais reflorestados entre dezembro de 2003 e janeiro de 2004, na cidade de Divinópolis-MG (20° 8' 21'' S e 44° 53' 17'' W). As áreas estudadas ficam às margens do rio Itapecerica, que deságua no rio Pará, afluente direto do Rio São Francisco. A altitude é aproximadamente 700m acima do nível do mar e as temperaturas variam entre 16° C no inverno 25° C no verão. A precipitação anual oscila entre 1100 e 1700mm. A largura do rio é aproximadamente 30m.

Uma destas áreas (São Tomaz) fica no bairro São Tomaz na margem direita do rio. Este terreno recebeu 1528 mudas em janeiro de 2004, e era utilizada como pastagem para gado bovino antes do plantio. A área constitui-se de aproximadamente 500m ao longo do rio, e a largura reflorestada excede 50m em alguns pontos. Esta área também se caracteriza por ser contígua a um pequeno remanescente sem histórico de desmatamento, também estudado.

Outro local estudado está localizado no parque Parque Ecológico Dr. Sebastião Gomes Guimarães (Parque da Ilha). A área é constituída por uma faixa que margeia o parque e fica na margem esquerda do rio, com aproximadamente 800m de comprimento. No centro do parque há uma área de lazer com fluxo constante de

peças. A porção plantada em janeiro de 2004 tem cerca de 30m de largura e recebeu 575 mudas.

As últimas áreas reflorestadas que foram por nós estudadas localizam-se muito próximas, ambas adjacentes da ponte Dr. Fabio Notini que liga os bairros Danilo Passos I e Bom Pastor. Sendo uma delas localizada na margem direita do rio (Arena), com aproximadamente 50m de comprimento recebeu 232 mudas. A outra na margem esquerda do rio, com cerca de 200m recebeu 563 mudas (Ponte).

Também foram amostradas como referência, duas áreas ciliares onde não foi feito o plantio de mudas. Uma destas áreas fica no Parque da Ilha (Ilha – Nativa) e encontra-se em processo de regeneração natural há mais de 20 anos (Marcos Vilela – com. pes.) e outra no Bairro Manoel Valinhas sem histórico de desmatamento (M. Valinhas). Ambas com cerca de 300m de comprimento e mais de 50m de largura.

Finalmente, amostramos uma área conhecida como Mata do Noé (Mata do Noé), que se estende desde o a Ponte Noé Bueno (próxima ao centro comercial da cidade) até a proximidades da comunidade dos Buritis, na zona rural do município. Este fragmento de Mata Ciliar/Cerrado acompanha o curso do Rio Itapecerica por aproximadamente 7600 m, podendo atingir mais de 1200m de largura a partir do curso do rio em alguns pontos. Embora a área seja em sua maior parte inserida no perímetro urbano de Divinópolis, portanto sujeita à perturbação antrópica, ela foi aqui utilizada como referência. Esta utilização se justifica porque todas as áreas estudadas encontram-se inseridas no perímetro urbano, portanto sujeitas à uma série de perturbações de origem antrópica comuns. Como o objetivo deste trabalho é avaliar a importância do plantio de mudas e recuperação da vegetação, optou-se por uma área que se apresente como referência para o parâmetro avaliado e seja o mais semelhante possível às áreas reflorestadas. Neste sentido a Mata do Noé será nossa referência, uma vez que não há histórico de remoção da vegetação nos locais por nós amostrados.

#### *Desenho amostral*

As coletas foram feitas com armadilhas do tipo pitfall com iscas de sardinha, que permaneceram no campo por dois dias, conforme convenção para medida e monitoramento de biodiversidade de formigas (Agosti *et al* 2000). Estas armadilhas



foram colocadas ao longo dos locais em recuperação, dispostas em transectos de três armadilhas distantes cerca de quinze metros uma da outra, a partir da margem. Os transectos foram instalados há aproximadamente cem metros de distância uns dos outros, perfazendo todo o comprimento das áreas urbanas estudadas.

As primeiras coletas foram realizadas imediatamente antes do plantio das mudas (entre dezembro de 2003 e janeiro de 2004). No verão de 2004/05 as chuvas causaram uma grande enchente que alagou todas as áreas estudadas, impedindo a coleta no mesmo período. Esta enchente causou grandes danos às mudas plantadas e implicou no replantio na maior parte das áreas reflorestadas e este ano foi desconsiderado em nossas análises. Desta forma, as coletas feitas no verão de 2005/06 foram consideradas como relativas ao primeiro ano após o plantio e as do verão de 2006/07 foram consideradas como o segundo. Finalmente, as últimas coletas foram realizadas em dezembro de 2007.

No primeiro ano de coletas instalou-se apenas uma armadilha para formigas de solo em cada ponto. Nos anos subseqüentes instalou-se também uma armadilha para coletas de formigas arborícolas em cada ponto.

Na Mata do Noé, foram instalados três transectos, também distantes aproximadamente cem metros entre si. Cada transecto constituiu-se de três pontos onde conjuntos compostos por duas armadilhas (uma no solo e outra na árvore mais próxima do ponto demarcado) foram instaladas. Estes conjuntos ficaram distantes aproximadamente dez metros entre si. Esta coleta ocorreu em unicamente em março de 2007.

#### *Processamento dos espécimes e análise dos dados*

Os espécimes coletados foram identificados no laboratório de Zoobotânica da Funedi/UEMG até o nível de gênero, com auxílio das chaves de identificação contidas em Bolton (1994) e quando possível até espécie, por comparação com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Comunidades da UFV, onde espécimes testemunho foram depositados. Posteriormente a identificação foi adequada por Rogério R. Silva e Rodrigo Feitosa por comparação com espécimes do Museu de Zoologia da USP.

Para testar a hipótese de que o número de espécies de formigas aumenta após o plantio, foi feita uma análise de dados longitudinais. O número de espécies em cada área foi considerado a variável resposta e o ano foi considerado como variável explicativa. Como os dados apresentam autocorrelação temporal, acrescentou-se ao modelo a área como variável categórica aleatória. O número de armadilhas por área também foi colocado no modelo para possibilitar a distinção de efeitos de amostragem (Schoereder *et al.* 2004). Durante as análises não nos restringimos ao modelo linear, buscou-se, portanto o modelo de melhor ajuste. Esta análise foi feita separadamente para formigas de solo e arborícolas.

Para o teste da hipótese que a composição de espécies se modifica em função do plantio de mudas realizou-se a comparação da composição de espécies de formigas das áreas estudadas coletadas nos diferentes anos de estudo através de análises multivariadas. Primeiramente construiu-se um mapa de ordenação em duas dimensões através de NMDS (Non-metric multidimensional scaling), utilizando-se o índice Bray-Curtis de similaridade, calculado a partir de matrizes de presença/ausência para cada área, tendo como grupos as amostras de cada ano. Para a produção dos mapas, construiu-se uma matriz para cada área estudada onde as linhas corresponderam às espécies coletadas por armadilha e as colunas corresponderam às espécies. Todas as linhas que continham apenas zero foram eliminadas da matriz para evitar que o programa inferisse máxima dissimilaridade entre pontos que não haviam sido amostrados. Para auxiliar a compreensão da solução obtida com o NMDS, checamos o valor de stress que indica a adequação do ajuste das dissimilaridades no mapa (Clarke 1993).

Para testar a significância das possíveis diferenças na composição indicadas pelo mapas gerados por NMDS, realizou-se a comparação das distribuições de similaridades entre amostras feitas nos mesmos anos e em anos distintos por ANOSIM, teste análogo à ANOVA (Clarke e Green 1988). Para avaliar a significância das diferenças de dissimilaridades entre amostras dentro e entre anos de estudo observou-se o valor de R e a probabilidade associada ao R calculado. O valor de R indica quão distintos são os grupos criados na análise, sendo zero o menor valor possível e indicativo da distribuição aleatória dos dados enquanto que o valor máximo equivale a um e indica grupos absolutamente distintos. A significância do valor de R calculado foi determinada pela sua comparação com o resultado da permutação das amostras 10000 vezes.

Em caso de mudança na composição de espécies em função do reflorestamento, espera-se que todas as amostras feitas em uma dada área não possam ser agrupadas como um único conjunto, mas que as amostras difiram ao longo dos anos de estudo. Desta forma, o NMDS deve mostrar em cada área reflorestada grupos distintos para cada ano e um único grupo para áreas onde não foi feito o plantio. Da mesma forma, o ANOSIM deve apresentar altos e significativos valores de R em áreas reflorestadas e o contrário para áreas onde não foram plantadas mudas.

No caso de se mostrarem grupos distintos de espécies em alguma área, a identidade das espécies que contribuem para esta distinção será investigada através do teste SIMPER (similarity percentage) (Clarke 1993).

Finalmente para testar “a direção” das possíveis mudanças na composição de espécies em função das áreas reflorestadas calculou-se a dissimilaridade entre a composição das áreas reflorestadas e da área referência para cada um dos anos deste estudo através do índice Bray-Curtis. Estes índices foram comparados através de regressão linear, onde a similaridade foi considerada a variável resposta e o ano foi considerado a variável explicativa. Como a variação pode diferir entre áreas, esta variável também foi acrescentada no modelo.

As análises foram feitas com o auxílio dos softwares R (R Development Core Team 2007) e PAST (Hammer 2001).

## RESULTADOS

Foi coletado um total de 139 espécies, sendo 81 coletadas em armadilhas arborícolas e 122 em armadilhas de solo. Antes do plantio das mudas (verão 2003/04) foram coletadas 88 espécies de formigas de solo. No primeiro ano de coletas após o plantio (verão 2005/06) foram coletadas 78 espécies, sendo 48 em armadilhas arborícolas e 62 espécies em armadilhas de solo. No segundo ano de coleta após o plantio (verão 2006/07) foram coletadas 41 espécies em árvores e 43 espécies no solo, totalizando 61 espécies. No último ano de coletas (dezembro 2007) foram coletadas 75 espécies, sendo 60 em armadilhas de solo e 46 em armadilhas de árvores (Tabela 1).

O número de espécies de solo variou significativamente ao longo do período de estudo ( $\chi^2=11,04$ ;  $p<0,001$ ) segundo um modelo quadrático. Não há diferença significativa entre o número de espécies coletadas antes do plantio e quatro anos após o primeiro plantio (dezembro 2007), mas nos anos intermediários o número de espécies foi menor (Figura 1). Não houve diferença entre as áreas que sofreram o plantio e aquelas onde não houve plantio em relação a este padrão, mas o número de armadilhas por área ( $\chi^2=2,36$ ;  $p=0,018$ ) é importante na determinação do número de espécies coletadas no solo. Para formigas arborícolas o modelo completo também foi estatisticamente significativo ( $\chi^2=5,22$ ;  $p<0,001$ ), mas apenas o número de armadilhas influencia o número de espécies coletado ( $\chi^2=2,96$ ;  $p=0,003$ ).

As análises de agrupamento mostram grupos delimitados de modo estatisticamente significativo tanto para formigas de solo quanto para formigas coletadas em árvores para a maioria das áreas, indicando mudança na composição de espécies coletadas entre os anos estudados (ver valores para “p” na Tabela 2). Entretanto, ao considerarmos os altos (sempre maiores que 0,3) valores de *stress* nos mapas feitos por NMDS e os baixos valores (sempre mais próximos de 0 do que de 1) de R notamos que a definição destes grupos não parece ser muito consistente (Tabela 2).

Os resultados do teste SIMPER para cada área onde foi possível distinguir os grupos de modo estatisticamente significativo mostram que para árvores (Tabela 3) entre cinco e nove espécies são responsáveis pelo acúmulo de 50% da distinção das comunidades encontradas nos anos estudados. Para as comunidades de solo este número variou entre sete e treze (Tabela 4). A maior parte destas espécies é comum a várias áreas e foram coletadas em todos os anos, variando somente em sua frequência de ocorrência nas amostras realizadas.

Como houve mudança significativa nas comunidades das áreas reflorestadas ao longo dos anos, comparou-se a similaridade destas comunidades com a comunidade referência (Mata do Noé), utilizando-se o tratamento (reflorestado ou não) e a identidade da área como co-variáveis. Esta análise mostrou que a similaridade entre as áreas reflorestadas e a área controle não mudou ao longo do tempo. O resultado também mostra que áreas não reflorestadas (aquela que não tem histórico de desmatamento e aquela em processo natural de regeneração há mais de 20 anos) são mais similares entre ao controle do que as áreas reflorestadas, sendo o mesmo padrão observado para formigas de solo ( $\chi^2=0,44$ ;  $p=0,00011$ ) e em árvores ( $\chi^2=0,40$ ;  $p=0,00028$ ).

## DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que há mudança na riqueza de espécies de formigas coletadas em armadilhas para formigas de solo ao longo período após o plantio de mudas nas áreas estudadas, entretanto essa diferença não pode ser notada se compararmos apenas o período anterior ao reflorestamento e quatro anos após o primeiro plantio. Para formigas arborícolas não houve mudança significativa na riqueza de espécies após o reflorestamento. Por outro lado, notaram-se mudanças significativas na composição de espécies na maior parte das áreas, ao longo do período de estudo, tanto para formigas de solo, quanto para formigas coletadas nas árvores.

Embora esta mudança possa, teoricamente, indicar a recuperação da mirmecofauna após o reflorestamento, é preciso notar que o mesmo padrão foi notado em áreas reflorestadas e nas áreas onde não aconteceu o plantio de mudas. Além disso, não houve aumento na similaridade da composição de espécies em relação à área referência. Desta forma, mudanças na riqueza e composição de espécies de formigas não devem ser explicadas pelo reflorestamento nas áreas estudadas.

A redução na riqueza de espécies de formigas de solo nos anos intermediários deste estudo poderia nos remeter a idéia de algum padrão sucessional onde as espécies presentes antes do plantio estariam abandonando as áreas reflorestadas, mas as espécies adaptadas ao novo ambiente ainda não o teriam colonizado, por exemplo. Outra possível explicação para a redução na riqueza de espécies nos anos intermediários seria a utilização de formicidas para o controle de cortadeiras. Mas, o padrão de redução na riqueza de espécies foi encontrado em todas as áreas estudadas, enquanto o plantio e o controle de formigas cortadeiras foram realizados apenas nas áreas reflorestadas.

Acreditamos que a menor riqueza de formigas nas armadilhas de solo nos anos intermediários deste estudo possa ser explicada pela inundação que acontece nas áreas estudadas durante o verão. Como as coletas no primeiro e no último ano foram feitas antes das maiores chuvas, o número de espécies foi maior do que nos anos intermediários, quando a cheia das margens do rio aconteceu antes das coletas. O fato de o mesmo padrão ter sido encontrado para as comunidades das áreas reflorestadas e

não reflorestadas reforça ainda mais esta explicação. A importância da cheia é também evidenciada pela ausência do padrão de redução na riqueza para as formigas arborícolas, que por sua vez não sofrem efeitos diretos da inundação.

Formigas são apontadas como organismos que se recuperam rapidamente após distúrbios (Pik *et al.* 2002, Luque *et al.* 2007), e essa característica pode ser ainda mais presente em comunidades ciliares. Adis e Junk (2002) apontam que em ambientes ciliares a maior parte dos organismos combina altas taxas de reprodução e migração. Formigas podem recolonizar espaços desocupados de serapilheira em menos de três meses (Campos *et al.* 2007; McGlynn *et al.* 2004). Em uma escala maior formigas conseguem restabelecer a riqueza de sua comunidade em três anos, como registrado por Ruiz-Jaén e Aide (2005), que apontam que formigas o fazem antes que a vegetação se restabeleça. Portanto, mesmo ambientes muito perturbados e heterogêneos como os aqui estudados podem manter um número de espécies constante ao longo do tempo.

Esta alta tolerância e elasticidade de formigas à perturbação pode levar à comunidades de ambientes urbanos apresentarem riqueza semelhante àquela de áreas não perturbadas (Pacheco e Vasconcelos 2007, Pik *et al.* 2002). Desta forma, apenas a semelhança na riqueza de áreas distintas pode deixar a falsa impressão de que as comunidades sejam semelhantes, sendo cada vez mais evidente a importância de se considerar a composição e abundância das espécies.

As análises de agrupamento das comunidades das áreas por nós estudadas ao longo do tempo mostram que há distinção entre os grupos de espécies coletadas em diferentes anos, entretanto estes grupos não podem ser claramente separados. Isso se deve, em grande parte, à sobreposição de espécies em diferentes coletas. Esta sobreposição pode ser explicada pelo fato de a maior parte das formigas coletadas constituir-se de espécies generalistas que ocorrem em todas as áreas e anos estudados ocasionando agrupamentos cuja distinção é bastante complexa. Note-se que a distinção dos grupos, na maioria dos casos se dá pela diferença na frequência de ocorrência das espécies (abundância média nas tabelas 3 e 4) e não na presença ou ausência de espécies. Além disso, a variação nas abundâncias parece não apresentar relação linear com o tempo após o plantio de mudas nas áreas reflorestadas.

Em ambientes ciliares a presença do curso d'água, a grande oscilação na umidade do solo ao longo do tempo e as cheias são fontes importantes de perturbação

para o ecossistema terrestre (Adis e Junk 2002, Ward et al. 2002, Robinson et al. 2002, Ballinger et al. 2007), reforçando a hipótese de equilíbrio estocástico levantada por Soares e colegas (2001) para explicar a manutenção da riqueza de espécies em ambientes florestais. A variação na composição de espécies pode então ser explicada pela estruturação dinâmica de comunidades de formigas e/ou pela complexidade destas comunidades devido à distribuição localizada das espécies. O fato de haver variação na composição de espécies ao longo do tempo mesmo nas áreas onde não houve o plantio de mudas reforça estas possibilidades.

A distribuição agregada de espécies (Soares e Schoereder 2001), juntamente com a mobilidade dos mesmos pode ocasionar mudanças aleatórias na distribuição espacial de ninhos que afetaria diretamente a chance de amostragem das espécies. Floren e Linsenmair (2000) também apontam a existência de uma dinâmica não determinística em comunidades complexas de formigas o que poderiam explicar nossos resultados. Afinal, as áreas aqui estudadas apresentam fontes distintas que vão desde a perturbação natural, à qual estão sujeitas todas as comunidades ciliares, até a passagem de pessoas e animais domésticos devido à localização urbana destas áreas

Grande mobilidade destes organismos é esperada, uma vez que o alagamento impede que os ninhos se mantenham no solo, portanto as formigas devem se deslocar para locais livres da enchente nos períodos de cheia. Isso pode ser evidenciando pela grande similaridade na composição de espécies coletadas em armadilhas instaladas no solo e nas árvores (Tabela 1). Enquanto que a importância do efeito de amostragem pode ser dimensionada pelo fato de que para os dois grupos de formigas (aquelas coletadas em armadilhas de solo e arborícolas) o número de armadilhas ter se mostrado estatisticamente significativo.

Se por um lado, formigas têm sido apontadas por se recuperarem numericamente muito rápido, é possível que a composição não se comporte da mesma maneira (Hamburg et al. 2004). Em estágios sucessionais iniciais há grande variabilidade na composição de comunidades de formigas, por outro lado em estágios sucessionais mais avançados esta variabilidade tende a diminuir (Dauber e Wolters 2005). Deste modo, é preciso considerar o curto intervalo de tempo desde o reflorestamento para a avaliação da recuperação da mirmecofauna das áreas reflorestadas.

Embora estudos fitossociológicos apontem desenvolvimento satisfatório das mudas utilizadas no reflorestamento (Eduardo Gonçalves – dados não publicados), o desenvolvimento da vegetação difere entre as áreas. Além disso, a serapilheira, determinante da presença de formigas (Kaspari 1996, Campos *et al.* 2003), ainda é incipiente na maior parte das áreas estudadas. Também é preciso considerar que o plantio é feito de modo uniforme, o que reduz a heterogeneidade estrutural, importante para formigas arborícolas (Ribas *et al.* 2003). Espera-se que ao longo do tempo estes dois fatores sofram mudanças, uma vez que o recrutamento de novas plântulas deve aumentar a heterogeneidade ambiental ao longo do tempo e a serapilheira deve sofrer incremento à medida que a vegetação se desenvolver. Além disso, a passagem de pessoas e animais domésticos deve naturalmente se reduzir na medida em que a vegetação for se adensando. Portanto, é possível que ao longo de um maior intervalo de tempo, as áreas reflorestadas se tornem mais semelhantes à área referência.

A importância de projetos de reflorestamento de áreas ciliares urbanas tem sido reconhecida pelos benefícios que proporcionam diretamente à qualidade de vida nas cidades e proteção do curso d'água (Jansson *et al.* 2007). Entretanto, estudos de monitoramento em médio e longo prazo se fazem necessários para compreender a dinâmica da biota local e assegurar a contribuição destes projetos para a manutenção da biodiversidade.

**AGRADECIMENTOS:** Os autores agradecem ao Projeto Nova Margem e aos proprietários das áreas estudadas pelo apoio. À FUNEDI/UEMG pelo suporte e acesso aos laboratórios. Patrícia A. L. Sá, Frederico O.R. Resende, Fernanda Farnese, Gustavo A. Fonseca, Gustavo B.F. Campos ajudaram com o trabalho de campo. Agradecemos também Carlos F. Sperber pelas sugestões em relação às análises dos dados e Helbert A. Botelho pelas sugestões para a redação. Rogério R. Silva e Rodrigo Feitosa adequaram a identificação dos espécimes coletados. R. B. F. Campos recebeu bolsa de doutorado da CAPES e J. H. Schoereder recebe bolsa CNPq. Este estudo foi financiado pelo CAPES/PROF, CNPq e FAPEMIG.



## REFERENCIAS

- Adis, J. & Junk, W. J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711–731.
- Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (eds) 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 280p.
- Andersen, A.N. and Sparling, G.P. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationships with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology*. 5(2):109-114.
- Andersen A.N.; Fisher, A; Hoffmann, B.D.; Read, J.L. & Richards, R. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangeland, with particular reference to ants. *Austral Ecology*. 29: 87-92.
- Andersen, A.N. & Majer, J.D. 2004. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2 (6): 291–298.
- Bolton, B. 1994. *Identification guide to the ant genera of the world*. Harvard University Press, Cambridge, 201p.
- Campos, R.B.F.; Schoereder, J.H. & Sperber, C.F. 2003. Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*. 41(2): 357-367.
- Campos, R. B. F.; Schoereder, J. H.; Sperber, C. F. 2007. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. *Basic and Applied Ecology*. 8: 36 – 43.
- Chapin, F.S; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavoirel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mack, M.C. & Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405: 234-242.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117–43.
- Clarke, K.R. & Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a ‘biological effects’ study. *Marine Ecology - Progress Series*. 46: 213–26.
- Darveau, M; LabbeÂ, P; Beauchesne, P; BeÂlanger, L. & Huot, J. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam Fir forest. *Forest Ecology and Management* 143: 95-104.

- Dauber, J. & Wolters, V. 2004. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation*. 13: 901–915.
- Davide, A.C.E.; Ferreira, R.A.E.; Faria, J.M.R. & Botelho, S.A. 2000. Restauração de matas ciliares. *Informe Agropecuário*. Belo Horizonte. V 21, nº. 207, p.65-74.
- Estrada, M.C. & Fernández, C.F. 1999. Diversidad de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en un gradiente sucesional del bosque nublado (Nariño, Colombia). *Revista de Biología Tropical*. 47 (1-2): 189 – 201.
- Floren, A.; Biun, A. & Linsenmair, K.E. 2002. Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. *Oecologia*. 131:137–144.
- Jansson, R. Nilsson, C. & Malmqvist, B. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology*. 52:589–596.
- Hamburg, H.; Andersen, A.N.; Meyer, W.J. & Robertson, H.G. 2004. Ant Community Development on Rehabilitated Ash Dams in the South African Highveld. *Restoration Ecology*. 12 (4): 552–558.
- Hammer, O; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST–PALaeontological STatistics ver. 1.21. <http://palaeo-electronica.org>
- Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D. M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J.; Vandermeer, J. & Wardle, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. 75(1): 3–35.
- Kageyama, P. & Gandara, F.B. 2001. Recuperação de áreas ciliares. In Rodrigues R.R. & Leitão Filho, H.F. (eds). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, pp.249-270.
- Kaspari, M. 1996. Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos*. 76:443-454.
- Lake, P. S.; Bond, N. & Reich, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*. 52: 597–615.
- Luque, G.M.; Reyes-López, J. & Fernández-Haeger, J. 2007. Recovery of ground ant (Hymenoptera: Formicidae) communities six years after a major environmental disaster. *Community and ecosystem ecology*. 36(2):337-347.

- McGlynn, T. P.; Carr, R. A.; Carson, J. H. & Buma, J. 2004. Frequent nest relocation in the ant *Aphaenogaster araneoides*: resources, competition, and natural enemies. *Oikos*. 106: 611-621.
- Naeem, S., L. J.; Thompson, S. P.; Lawler, J. H.; Lawton & Woodfin, R. M. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 347:249–262.
- Niemi, G.J. & McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology and Evolution*. 35:89–111.
- Pacheco, R. & Vasconcelos, H.L. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. H.L. *Landscape and Urban Planning*. 81:193–199.
- Palmer, M.A.; Bernhardt, E.S.; Allan, J.D.; Lake, P.S.; Alexander, G.; Brooks, S.; Carr, J.; Clayton, S.; Dahm, C.N.; Follstad Shah, J.; Galat, D.L.; Loss, S.G.; Goodwin, P.; Hart, D.D.; Hassett, B.; Jenkinson, R.; Kondolf, G.M.; Lave, R.; Meyer, J.L.; O'donnell, T.K.; Pagano, L. & Sudduth, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*. 42:208–217.
- Pik, A.J.; Dangerfield, J.M.; Bramble, R.A.; Angus, C. & Nipperess, D.A. 2002. The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity and its application to restoration practices. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 179–199.
- R Development Core Team. 2007. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ribas, C.R.; Schoereder, J.H.; Pic, M. & Soares, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale process regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*. 28: 305 – 314.
- Ribas, C.R., & Schoereder, J.H. 2002. Are all ant mosaics caused by competition? *Oecologia*. 131: 606-611.
- Rodrigues, R.R & Gandolfi, S. 2001. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In Rodrigues R.R. & Leitão Filho, H.F. (eds). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, pp.235-248.
- Ruiz-Jaén, M. & Aide, T.M. 2005. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*. 218:159-173.

- Schmidt, F.A., 2008. *Resposta de comunidades de formigas a um gradiente de sucessão cerrado* (Magister scientiae thesis). Universidade Federal de Viçosa, (UFV).
- Schoereder, J.H.; Galbiati, C.; Ribas, C.R.; Sobrinhos, T.G.; Sperber, C.F.; DeSouza, O. & Lopes-Andrade, C. 2004. Should we use proportional sampling for species-area studies? *Journal of Biogeography*. 31:1219-1226.
- Smith, R.S.; Shiel, R.S.; Bardgett, R.D.; Millward, D.; Corkhill, P.; Rolph, G.; Hobbs, P.J. & Peacock, S. 2003. Soil microbial community, fertility, vegetation and diversity as targets in the restoration management of a meadow grassland. *Journal of Applied Ecology*. 40: 51–64.
- Soares, S.M. & Schoereder, J.H. 2001. Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. *Insectes Sociaux*. 48:280–286.
- Soares, SM., JH. Schoereder & O. DeSouza. 2001. Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Austral Ecology*. 21:187-192.
- Vasconcelos, H.L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*. 8(3): 409-420.
- Walker, B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology*. 9:747–52.
- Yamaguchi, T. 2006. Population recovery and spatial dynamics of colony recruitment in a harvester ant: a case study in a park. *Entomological Science*. 9:247-254.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*. 92:73-83.

Tabela 1 – Espécies de formigas coletadas em áreas de mata ciliar, no perímetro urbano de Divinópolis-MG. ANO 1 (dez2003/jan2004) – antes do plantio das mudas; ANO 2 (dez2005/jan2006), ANO 3 (dez2006/jan2007), ANO 4 (dez2007) – após o plantio. No ANO 1 não foram feitas coletas de formigas nas árvores. Símbolos para as áreas estudadas: M – Manoel Valinhas, PI – Parque da Ilha, I – Ilha, S – São Tomaz, Po – Ponte, A – Arena. A primeira área não tem histórico de desmatamento conhecido, a segunda está em recuperação natural há aproximadamente duas décadas, as demais foram reflorestadas em janeiro de 2004

Espécies	Armadilhas no solo				Armadilhas em árvores		
	ANO 1	ANO 2	ANO 3	ANO 4	ANO 2	ANO 3	ANO 4
<b>SUBFAMÍLIA DOLICHODERINAE</b>							
<i>Dolichoderus coronatus</i>					I	M,PI	
<i>Dolichoderus validus</i>	M,I	M,I	M	M,I	M,Po	M,Po	PI
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	PI,S,Po,A	PI,S	PI	PI,S,A	PI	I	I,S
<i>Dorymyrmex</i> sp2					I	PI	
<i>Dorymyrmex</i> sp3	PI	M,I,PI,S,A	S		PI,S	I	
<i>Dorymyrmex</i> sp4					PI	I	
<i>Dorymyrmex</i> sp5	S			S	PI	I	
<i>Tapinoma</i> sp6				A			
<i>Tapinoma</i> sp7							PI
<b>SUBFAMÍLIA ECITONINAE</b>							
<i>Labidus coecus</i>	M,I		I	PI			
<i>Labidus praedator</i>	PI,Po	M,I,PI			I	PI	A
<b>SUBFAMÍLIA ECTATOMMINAE</b>							
<i>Ectatomma bruneum</i>	M,Po,A		M				
<i>Ectatomma edentatum</i>	S,Po	S	S,A	M,S,Po,A	S		
<i>Ectatomma permagnum</i>	M						
<i>Ectatomma striata</i>	Po		S				
<i>Gnamptogenys striatula</i>	I	I	I	I	I	PI	

Tabela 1 – (cont.)

SUBFAMÍLIA FORMICINAE							
<i>Brachymyrmex</i> sp1	M,Po		M,PI,S,Po,A	M,PI			M
<i>Brachymyrmex</i> pr. <i>cordemoyi</i>	M,I,PI,S,Po,A	PI,S,Po,A	M,PI,A	M,PI,S,A	I,PI,Po,A	PI,I,Po,A	M,I,S
<i>Brachymyrmex</i> pr. <i>heeri</i>						PI	
<i>Camponotus</i> <i>agra</i>	I,PI,S	M,I	S,Po,A	M,I,A	I,Po,A	PI,Po,A	PI
<i>Camponotus</i> <i>arboreus</i>			A				
<i>Camponotus</i> <i>atriceps</i>	M,I,S	M,I,PI	M,S	M,I	M,Po	M,Po	M,PI,Po
<i>Camponotus</i> <i>blandus</i>	PI,S,Po	M,S		M,S	S		M,S
<i>Camponotus</i> <i>cingulatus</i>	I,PI,S			I,A			PI,Po,A
<i>Camponotus</i> <i>crassus</i>	M,I,PI,Po,A	M,S,Po,A	PI,S,A	M,I,PI,S,Po,A	M,I,Po,A	PI,Po,A	M,PI,I,S,Po,A
<i>Camponotus</i> <i>fastigatus</i>	A,S,Po,A	S,A		M,S,A	Po,A	Po,A	S,Po,A
<i>Camponotus</i> <i>melanoticus</i>	M,PI,S,A	M,PI,S,Po	Po	M,S,Po,A	M,S,Po,A	M,Po,A	M,S,Po,A
<i>Camponotus</i> <i>personatus</i>	S	PI,S,Po,A					I
<i>Camponotus</i> <i>renggeri</i>	I,PI,A	M,I,S,Po,A	S,Po,A	M,I,PI,S,Po,A	I,PI,S,Po,A	PI,I,Po,A	M,PI,S,A,,
<i>Camponotus</i> <i>rufipes</i>	S						
<i>Camponotus</i> <i>sericeiventris</i>	M	M	M,PI	M	M	M	M,I,S
<i>Camponotus</i> <i>sexguttatus</i>		M,A	S		M,I,PI	M,PI,I	PI,S
<i>Camponotus</i> <i>trapezoideus</i>	M						
<i>Camponotus</i> ( <i>Myrmaphaenus</i> ) sp2	M	PI,S,Po,A		S			S
<i>Camponotus</i> ( <i>Myrmaphaenus</i> ) sp8	A,S,A	M,S,Po			M,S	M	
<i>Camponotus</i> ( <i>Myrmaphaenus</i> ) pr. <i>fastigatus</i> sp15	A,S,A						
<i>Camponotus</i> ( <i>Myrmaphaenus</i> ) pr. <i>westermanni</i>	Po			M,S,A			M,S,A
<i>Camponotus</i> ( <i>Pseudocolobopsis</i> ) pr. <i>alboannulatus</i>				M			M,I,S
<i>Camponotus</i> ( <i>Tanaemyrmex</i> ) sp1		I,Po,A			I	PI	
<i>Camponotus</i> sp14	S						
<i>Camponotus</i> sp20		S		S			
<i>Camponotus</i> sp32					M,PI	I	

Tabela 1 – (cont.)

SUBFAMÍLIA FORMICINAE (cont.)							
<i>Linepithema</i> sp1	S,A	A			PI,A	I,A	
<i>Linepithema</i> sp2	I	M,I,A	M,PI	Po,A			Po
<i>Linepithema</i> sp3	I		Po,A				
<i>Linepithema</i> sp6	PI						
<i>Paratrechina</i> pr. <i>fulva</i>	PI,S,A	M,PI,S,A	M,I,PI,S,A	M,I,PI,S,A	M,S,A	M,A	M,I,S
<i>Paratrechina</i> <i>steinheili</i>	I	M,PI,A			M,PI,AS	M,I,A	
<i>Paratrechina</i> sp3	M						
<i>Paratrechina</i> sp4	I						
SUBFAMÍLIA MYMICINAE							
<i>Acromyrmex</i> sp1	M,S,Po	S	S	M,S	S		
<i>Acromyrmex</i> sp6	S						
<i>Anochetus</i> <i>neglectus</i>	M						
<i>Atta</i> <i>sexdens</i>	M,S,A	M	M,S,Po	PI,S			
<i>Cardiocondyla</i> <i>emery</i>	PI,S,A	M,PI,S,A	M,I,PI,A	PI,S,A	PI	I	I
<i>Cardiocondyla</i> <i>minutior</i>	PI,S,A		I,A	PI			
<i>Cardiocondyla</i> <i>obscurior</i>	I		I	M,PI			M,PI
<i>Cephalotes</i> <i>borgmeire</i>		PI					
<i>Cephalotes</i> <i>minutus</i>	I		I	I,PI			PI,S
<i>Cephalotes</i> <i>pusillus</i>	M,S						PI
<i>Cephalotes</i> sp1		I		M			
<i>Cephalotes</i> sp5							I
<i>Crematogaster</i> <i>crinosa</i>			M,A				PI
<i>Crematogaster</i> <i>obscurata</i>	S						
<i>Crematogaster</i> sp5	I,PI,S,A	M,I,PI,S,A	PI,A	M,PI,S,Po,A	I,Po	PI,Po	M,S
<i>Crematogaster</i> sp6	I	S	M,S	M,I,A	M,PI,S	M,I	M,PI,I,Po
<i>Crematogaster</i> sp11					A	A	

Tabela 1 – (cont.)

SUBFAMÍLIA MYMICINAE (cont.)							
<i>Crematogaster</i> sp13	I						
<i>Cyphomyrmex</i> (gr <i>Rimosus</i> ) sp1	M,I,PI						
<i>Cyphomyrmex</i> (gr <i>Strigatus</i> ) sp2	M	PI					
<i>Megalomyrmex incisus</i>	I						
<i>Monomorium floricola</i>	M,I,PI,A	PI,A	PI,A	I,PI,A	I,PI	PI,I	I
<i>Mycetarotes parallelus</i>	M,PI	PI	S,A		S		
<i>Mycocepurus smithii</i>	PI,S,Po,A	M,I	PI				
<i>Nesomyrmex</i> sp1				M	I	PI	
<i>Nesomyrmex</i> sp2	PI,A	M,PI,S,Po	M,PI	I,S	M,PI	M,I	I
<i>Nesomyrmex</i> sp3	I						
<i>Octostruma balzani</i>	I						
<i>Pheidole gertrudae</i>	I						
<i>Pheidole</i> sp1	S,Po,A	A					
<i>Pheidole</i> sp2	I,PI,Po,A	M,I,PI,S,Po,A	M,I,PI,S,Po,A	M,PI,S,Po,A	PI,S,Po	I,Po	I,Po,A
<i>Pheidole</i> sp3	I,Po,A	PI,S,A	I	M,I,A	PI	I	I
<i>Pheidole</i> sp4	M,PI,S	S	PI	M,I,PI,S,A			S
<i>Pheidole</i> sp5	I,S	M,I	I		I	PI	
<i>Pheidole</i> sp7	I,PI,ST						
<i>Pheidole</i> sp8	S,A						
<i>Pheidole</i> sp11	I,S			S,A	S		
<i>Pheidole</i> sp12	M,PI,S,A	PI,S,Po	I	M,PI,S,A	PI,S,Po,A	I,Po,A	M,I,S,A
<i>Pheidole</i> sp13	M,PI,S,A	M,S,Po,A	I,PI,A	M,PI,S,Po,A			M,S
<i>Pheidole</i> sp14	M,Po						S
<i>Pheidole</i> sp15	S			A			
<i>Pheidole</i> sp16	I				I,A		
<i>Pheidole</i> sp17	M,PI,S,A	S	S,A				



Tabela 1 – (cont.)

SUBFAMÍLIA MYMICINAE (cont.)							
<i>Pheidole</i> sp17	M,PI,S,A	S		S,A			
<i>Pheidole</i> sp19	S						
<i>Pheidole</i> sp26							PI
<i>Pogonomyrmex</i> sp1	PI	S	PI	PI			
<i>Procryptocerus scabriusculus</i>	I					PI	
<i>Procryptocerus hylaeus</i>	I				I		
<i>Pyramica denticulata</i>				S			
<i>Solenopsis</i> sp1	M,I,PI,Po	M,I,PI,A	Po,A	M,I	PI,S,Po	I,Po	M,I,S
<i>Solenopsis</i> sp2	M,I,PI	S		S			PI
<i>Solenopsis</i> sp3	A						
<i>Solenopsis</i> sp4	M,I,PI,A	PI,S,Po		PI	PI,S	I	
<i>Solenopsis</i> sp5	PI			A			
<i>Strumygenis</i> sp1	PI			PI			
<i>Strumygenis</i> sp3	Po						
<i>Trachymyrmex</i> sp1	PI						
<i>Typlomymex</i> sp		S					
<i>Wasmannia auropunctata</i>	M	M,I,PI,A	I	S	I,PI	PI,I	S
<i>Wasmannia pr scrobifera</i>	Po,A	M,A					
<i>Wasmannia</i> sp25		I					

Tabela 1 – (cont.)

SUBFAMÍLIA PONERINAE						
<i>Hipoponera</i> sp1		A				
<i>Odontomachus bauri</i>	M,PI	PI,Po,A	Po	S,A		A
<i>Odontomachus chelifer</i>	I	M,I	A	M,I,A		
<i>Odontomachus minutus</i>				M,Po		
<i>Pachycondyla inversa</i>			M,Po,A	I		
<i>Pachycondyla obscuricornes</i>	I,PI,S	M,S,Po,A	M,S,Po,A	M,S,A		
<i>Pachycodyla striata</i>	M,I	M,Po	M,S,Po,A	M,Po	I,PI	PI,I
<i>Pachycondyla vilosa</i>					PI	
<i>Pachycondyla</i> sp1	M			I		
<i>Pachycondyla</i> sp2		M				
<i>Pachycondyla</i> sp13		M				
SUBFAMÍLIA PESUDOMYRMECINAE						
<i>Pseudomyrmex cubaensis</i>						I
<i>Pseudomyrmex elongatus</i>				I,PI	PI,I	
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>				A	A	M,I,A
<i>Pseudomyrmex pisinus</i>				I		
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	M,PI,S,Po,A	PI,S,A		M,PI,S	S	
<i>Pseudomyrmex gp pallidus</i> sp1	I					
<i>Pseudomyrmex gp pallidus</i> sp2		I,PI				Po
<i>Pseudomyrmex gp pallidus</i> sp3						I
<i>Pseudomyrmex</i> sp1			S		S	
<i>Pseudomyrmex</i> sp7				PI		
<i>Pseudomyrmex</i> sp12	M					
<i>Pseudomyrmex</i> sp14						M

Table 2 – Comparação de variação nas similaridades (ANOSIM) de composição de espécies em amostras das áreas estudadas dentro e entre anos.

Área	Microhabitat	p	R
Parque da Ilha	solo	<0,001	0,328
	árvores	<0,001	0,425
São Tomaz	solo	<0,001	0,284
	árvores	<0,001	0,173
Arena	solo	0,001	0,170
	árvores	0,036	0,141
Ponte	solo	0,257	0,083
	árvores	0,659	0,699
M. Valinhas	solo	<0,001	0,193
	árvores	<0,001	0,173
Ilha - Nativa	solo	0,014	0,134
	árvores	0,111	0,079

Tabela 3 – Espécies de formiga arborícolas em áreas ciliares urbanas que mais contribuíram para a distinção de grupos nos diferentes anos, conforme resultado do teste SIMPER (similarity percentage).

Espécie	Contribuição	Porcentagem acumulada	Abund.média ano2	Abund.média ano3	Abund.média ano4
<b>SÃO TOMAZ</b>					
<i>Camponotus melanoticus</i>	10,03	11,04	0,5	0,0909	0,5
<i>Camponotus crassus</i>	8,473	20,37	0,0833	0,455	0,5
<i>Camponotus renggeri</i>	5,441	26,36	0,167	0,0909	0,333
<i>Brachymyrmex pr cordemoyi</i>	4,758	31,59	0	0,273	0,167
<i>Pseudomyrmex sp14</i>	4,167	36,18	0,167	0,182	0
<i>Camponotus fastigatus</i>	3,807	40,37	0	0	0,333
<i>Pheidole sp13</i>	3,483	44,2	0	0	0,25
<i>Brachymyrmex sp</i>	3,48	48,03	0	0,273	0
<i>Camponotus agra</i>	3,48	51,86	0	0,273	0
<b>ARENA</b>					
<i>Camponotus crassus</i>	11,07	14,13	0,571	0,857	0,375
<i>Camponotus renggeri</i>	10,27	27,25	0,286	0,286	0,625
<i>Camponotus melanoticus</i>	8,353	37,92	0,143	0,143	0,5
<i>Brachymyrmex pr cordemoyi</i>	7,097	46,98	0,571	0	0
<i>Camponotus fastigatus</i>	6,239	54,95	0,143	0,286	0,25
<b>PARQUE DA ILHA</b>					
<i>Pachycondyla sp13</i>	18,07	18,94	0,0667	0,941	0
<i>Paratrechina pr fulva</i>	12,33	31,87	0,333	0	0,526
<i>Cardiocondyla emery</i>	5,45	37,58	0,0667	0,118	0,211
<i>Brachymyrmex pr cordemoyi</i>	5,026	42,85	0,2	0	0,158
<i>Camponotus renggeri</i>	4,349	47,41	0,267	0	0
<i>Linepithema sp3</i>	3,53	51,11	0,2	0,0588	0
<b>MANOEL VALINHAS</b>					
<i>Camponotus sericeiventris</i>	12,07	13,67	0,5	0,333	0,417
<i>Paratrechina pr fulva</i>	9,947	24,94	0,1	0	0,5
<i>Crematogaster sp5</i>	7,476	33,41	0,1	0,444	0
<i>Pachycondyla sp13</i>	6,917	41,25	0,1	0,444	0
<i>Camponotus melanoticus</i>	6,474	48,58	0,3	0	0,167
<i>Camponotus atriceps</i>	6,056	55,45	0,3	0,111	0,0833

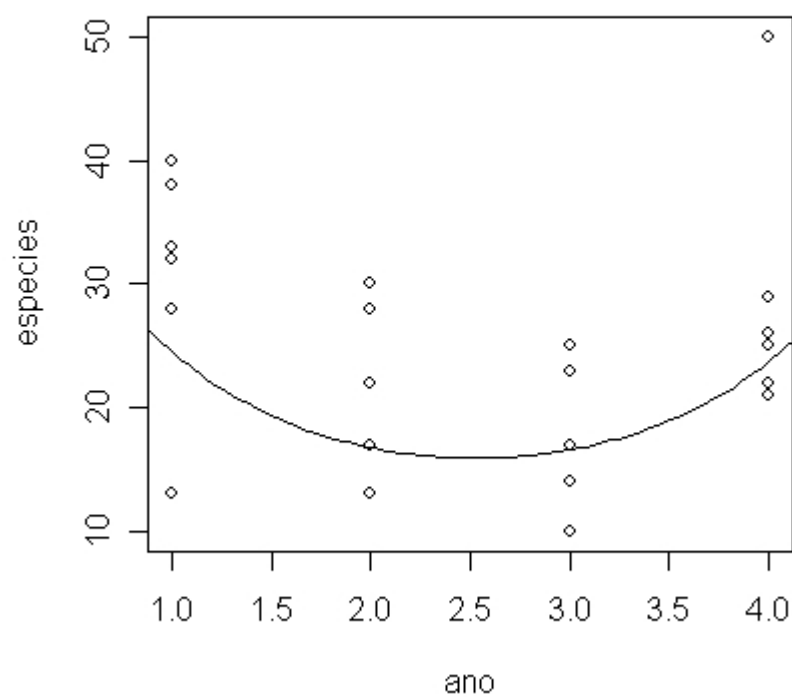
Tabela 4 – Espécies de formiga de solo em áreas ciliares urbanas que mais contribuíram para a distinção de grupos nos diferentes anos, conforme resultado do teste SIMPER (similarity percentage).

Espécie	Contribuição	Porcentagem acumulada	Abund.média ano1	Abund.média ano2	Abund.média ano3	Abund.média ano4
<b>SÃO TOMAZ</b>						
<i>Pheidole</i> sp2	6,075	7,1	0,643	0,455	0,5	0,333
<i>Pheidole</i> sp4	5,967	14,07	0,571	0,727	0	0,25
<i>Camponotus melanoticus</i>	5,646	20,67	0,643	0,364	0	0,417
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	4,733	26,21	0,571	0,273	0	0,0833
<i>Ectatomma edentatum</i>	4,614	31,6	0,5	0,0909	0,25	0,25
<i>Camponotus crassus</i>	4,124	36,42	0	0,0909	0,333	0,333
<i>Brachymyrmex</i> sp1	3,696	40,74	0	0	0,5	0
<i>Paratrechina</i> pr <i>fulva</i>	3,426	44,74	0,0714	0,273	0,167	0,25
<i>Pheidole</i> sp13	3,124	48,39	0,0714	0,273	0	0,333
<i>Camponotus blandus</i>	3,097	52,01	0,5	0,0909	0	0,0833
<b>ARENA</b>						
<i>Pheidole</i> sp2	4,984	5,918	0,714	0,4	0,444	0,778
<i>Camponotus crassus</i>	4,565	11,34	0,571	0,1	0,444	0,556
<i>Brachymyrmex</i> pr <i>cordemoyi</i>	3,661	15,68	0,286	0,5	0,111	0,111
<i>Pheidole</i> sp13	3,615	19,98	0,143	0,1	0,222	0,556
<i>Camponotus fastigatus</i>	3,549	24,19	0,143	0,3	0	0,556
<i>Camponotus melanoticus</i>	3,466	28,31	0,286	0,1	0	0,667
<i>Camponotus renggeri</i>	3,38	32,32	0,143	0,2	0,333	0,333
<i>Crematogaster</i> sp5	3,338	36,28	0,571	0,2	0,111	0,222
<i>Monomorium floricola</i>	2,955	39,79	0,286	0,3	0,222	0
<i>Pheidole</i> sp3	2,837	43,16	0,571	0,2	0	0
<i>Cardiocondyla emeryi</i>	2,439	46,06	0,143	0,1	0,222	0,222
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	2,361	48,86	0,429	0,1	0	0,222
<i>Odontomachus bauri</i>	2,355	51,65	0	0,1	0	0,444
<b>PARQUE DA ILHA</b>						
<i>Paratrechina</i> pr <i>fulva</i>	8,821	10,92	0,12	0,44	0,957	0,696
<i>Pheidole</i> sp2	6,88	19,44	0,48	0,44	0,13	0,348
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	5,873	26,71	0,16	0,4	0,087	0,391
<i>Cardiocondyla emeryi</i>	5,567	33,6	0,12	0,36	0,087	0,478
<i>Solenopsis</i> sp4	5,158	39,99	0,4	0,2	0	0,304
<i>Camponotus renggeri</i>	5,078	46,28	0,64	0	0	0,13
<i>Brachymyrmex</i> pr <i>cordemoyi</i>	4,628	52,01	0,52	0,2	0,0435	0,174
<b>ILHA NATIVA</b>						
<i>Gnamptogenys striatula</i>	7,847	8,829	0,778	0,429	0,2	0,25
<i>Odontomachus chelifer</i>	6,608	16,26	0,333	0,429	0	0,5
<i>Cardiocondyla emeryi</i>	4,504	21,33	0	0,143	0,6	0
<i>Camponotus renggeri</i>	3,964	25,79	0,444	0,143	0	0,125
<i>Pheidole</i> sp5	3,847	30,12	0,444	0,143	0	0,125
<i>Pheidole</i> sp16	3,355	33,89	0,222	0	0	0,25
<i>Solenopsis</i> sp1	3,212	37,51	0,222	0,143	0	0,125
<i>Pheidole</i> sp2	3,113	41,01	0,111	0,143	0,4	0
<i>Cephalotes minutus</i>	2,992	44,38	0	0	0,2	0,25
<i>Crematogaster</i> sp6	2,562	47,26	0,111	0	0,2	0,125
<i>Cephalotes</i> sp1	2,359	49,91	0	0,286	0	0
<i>Wasmannia auropunctata</i>	2,34	52,54	0	0,143	0,2	0

Tabela 4 – (cont.)

Espécie	Contribuição	Porcentagem acumulada	Abund.média ano1	Abund.média ano2	Abund.média ano3	Abund.média ano4
MANOEL VALINHAS						
<i>Paratrechina pr fulva</i>	7,073	8,056	0	0,5	0,667	0,5
<i>Camponotus sericeiventris</i>	5,481	14,3	0,2	0,333	0,111	0,5
<i>Pachycondyla striata</i>	4,712	19,67	0,2	0,583	0	0,0833
<i>Brachymyrmex pr cordemoyi</i>	4,657	24,97	0,3	0	0,444	0,333
<i>Atta sexdens</i>	4,337	29,91	0,5	0,25	0,111	0
<i>Camponotus atriceps</i>	3,971	34,43	0,2	0,417	0,111	0,167
<i>Dolichoderus validus</i>	3,853	38,82	0,4	0,167	0,111	0
<i>Pheidole</i> sp2	3,787	43,14	0	0,167	0,222	0,333
<i>Solenopsis</i> sp1	2,631	46,13	0,3	0,0833	0	0,0833
<i>Camponotus melanoticus</i>	2,236	48,68	0,2	0,25	0	0,0833
<i>Pheidole</i> sp13	2,197	51,18	0,1	0	0	0,333

Figure 1 – Relação entre a riqueza de espécies de formigas de solo e o tempo após o plantio de mudas nas áreas ciliares reflorestadas ( $\chi^2 = 11,04$ ;  $p < 0,001$ )



## CONCLUSÃO GERAL

Os resultados do presente trabalho evidenciam a importância do alagamento como fator determinante da riqueza de espécies de formigas epigéicas em áreas ciliares. Altimetria e distância, utilizadas como medidas para inferir chance de alagamento apresentam relações distintas com a riqueza de espécies nas diferentes áreas estudadas. Tal fato se deve a combinações diversas destas variáveis, que por sua vez se criam situações particulares de alagamento em cada uma das situações estudadas.

O alagamento parece não ser determinante da riqueza de formigas arborícolas. Entretanto, a presença do rio tem efeito sobre as espécies de formigas que vivem em árvores de matas ripárias. Possivelmente, a borda existente entre o rio e a mata cria condições que dificultam a sobrevivência de formigas nas árvores, reduzindo assim a riqueza local nesta área.

A composição das espécies relaciona-se também com as cheias que impõem adaptações à maior parte dos organismos que ali habitam. No caso de formigas, assim como a maioria dos artrópodes a estratégia provável é uma combinação de altas taxas de reprodução, dispersão e reimplantação (Adis e Junk 2002). Nossos resultados evidenciam que formigas de solo devem migrar para as árvores durante as cheias, uma vez que a maior parte das espécies coletadas ocorreu nos dois ambientes. Além disso, em matas ciliares predominam espécies generalistas e oportunistas apontadas por explorar tanto o solo quanto o ambiente arbóreo.

A maior similaridade na composição de espécies epigéicas encontrada entre locais próximos não deve ser explicada por especialização relativa a recursos distribuídos de modo agregado, uma vez que a maior parte desta fauna é composta por generalistas. Por outro lado, este resultado pode ser explicado pela mobilidade dos ninhos (Byrne 1994; Herbers 1994; Franks e Sendova Franks 2000) e sua reprodução, possivelmente por brotamento (Soares e Schoereder 2001). Mecanismos que podem ser importantes para a sobrevivência destes organismos em ambientes frequentemente perturbados por uma série de outros fatores além das cheias.

Formigas arborícolas não exibem relação entre a similaridade na composição de espécies e a distância entre pontos, resultado que deve ser explicado pela estreita relação entre formigas arborícolas e a distribuição das árvores. Desta forma, em matas ciliares, a heterogeneidade da distribuição da vegetação parece mais importante do que a presença



do rio na determinação das espécies que ali existem (Perfecto e Snelling 1995; Rojas e Fragoso 2000; Yanoviak e Kaspari 2000; McGlynn *et al.* 2002; Ribas e Schoereder; 2007).

Em relação à identidade das formigas que habitam ambientes ciliares, parece não haver um conjunto particular de espécies. A composição da mirmecofauna varia entre áreas ciliares de diferentes rios evidenciando a influência da biota típica do bioma no qual a mata ciliar está inserida (Oliveira Filho e Ratter 2001). Também não foi encontrado padrão de similaridade de espécies em função da distância daqueles locais mais próximos à margem evidenciando a ausência de espécies que apresentam mecanismos de tolerância às cheias.

Além disso, a composição da mirmecofauna ciliar também difere entre locais relativamente próximos entre si. Amostras separadas por cerca de cem metros ao longo do curso do rio não puderam ser agrupadas por apresentarem conjuntos distintos de espécies. Esta diferença foi percebida onde a área de proteção permanente prevista em lei excede os cem metros a partir da margem do rio. Portanto, matas ciliares, reconhecidas por sua heterogeneidade geomorfológica (Ab'Saber 2001) e botânica (Oliveira Filho e Ratter 2001) podem abrigar uma mirmecofauna também muito heterogênea, quando suficientemente grandes. Além disso, se um dos objetivos da legislação ambiental presente é a conservação da biodiversidade é preciso rever a área declarada para rios estreitos, conclusão reforçada pelo fato de locais próximos ao leito do rio geralmente apresentarem menor riqueza de espécies de formigas em muitas das situações por nós estudadas.

Finalmente, quando estas áreas são reflorestadas, a mirmecofauna parece não responder em intervalos curtos de tempo (quatro anos no caso do presente estudo). As áreas urbanas reflorestadas, acompanhadas no presente estudo mostraram riqueza semelhante antes e quatro anos após o plantio de mudas. Estes resultados corroboram outros estudos onde a riqueza se mantém ou aumenta rapidamente após ações de recuperação (Pik *et al.* 2002, Hamburg *et al.* 2004, Luque *et al.* 2007). Assim como nestes outros estudos, a composição de espécies nas áreas aqui acompanhadas manteve-se marcadamente distinta de áreas não perturbadas.

Por outro lado, a quantidade de serapilheira, cobertura e heterogeneidade na distribuição da vegetação devem sofrer incremento com o passar do tempo. Além disso,

a passagem de pessoas e animais domésticos deve naturalmente se reduzir na medida em que a vegetação for se adensando. Portanto, é possível que com um maior intervalo de tempo a mirmecafauna das áreas reflorestadas seja recuperada.

A importância de projetos de reflorestamento de áreas ciliares urbanas tem sido reconhecida pelos benefícios que proporcionam diretamente à qualidade de vida nas cidades e proteção do curso d'água (Jansson *et al.* 2007). Entretanto, estudos de monitoramento em médio e longo prazo se fazem necessários para compreender a dinâmica da biota local e assegurar a contribuição destes projetos para a manutenção da biodiversidade.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adis, J. & Junk, W. J. 2002. Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711–731.
- Ab'Saber, A.N. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: Rodrigues R.R. and Leitão Filho, H.F. (eds) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. pp 223-232. Editora da Universidade de São Paulo, pp 15-26.
- Byrne M.M. 1994. Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. *Biotropica* 26: 61-72.
- Franks, N.F. & Sendova-Franks, A.B. 2000. Queen transport during ant colony emigration: a group-level adaptive behavior. *Behavior Ecology* 11: 315-318.
- Hamburg, H.; Andersen, A.N.; Meyer, W.J. & Robertson, H.G. 2004. Ant community development on rehabilitated ash dams in the South African Highveld. *Restoration Ecology* Vol. 12 No. 4, pp. 552–558.
- Herbers, J.M. 1994. Structure of Australian ant community with comparisons to North American counterparts (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 24: 293-306.
- Jansson, R. Nilsson, C. & Malmqvist, B. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52:589–596.
- Luque, G.M.; Reyes-López, J. & Fernández-Haeger, J. 2007. Recovery of ground ant (Hymenoptera: Formicidae) communities six years after a major environmental disaster. *Community and ecosystem ecology* 36(2):337-347.
- McGlynn, T.P.; Hoover, J.R.; Jasper, G.S.; Keely, M.S.; Polis, A.M.; Spangler, C.M. & Watson, B.J. 2002. Resource heterogeneity affects demography of the Costa Rican *Aphaenogaster araneoides*. *Journal of Tropical Ecology* 18:231–244.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2001. Padrões florísticos das Matas Ciliares da região do Cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: Rodrigues R.R. and Leitão Filho, H.F. (eds), *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, pp 73-90.
- Perfecto, I. & Snelling, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications* 5: 1087-1097.
- Rojas, P. & Fragoso, C. 2000. Composition, diversity, and distribution of a Chihuahuan Desert ant community (Mapimi, México). *Journal of Arid Environments* 44: 213-227.
- Soares, S.M. & Schoereder, J.H. 2001. Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. *Insectes Sociaux*. 48:280–286.

- Ribas, C.R. & Schoereder, J.H. 2007. Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazil Pantanal. *Biodiversity and Conservation* 16: 1511 – 1520.
- Yakinoviak, S.P. & Kaspari, M. 2000. Community structure and the habitat templet: ants in the tropical forest canopy and litter. *Oikos* 89: 259-266.
- Pik, A.J.; Dangerfield, J.M.; Bramble, R.A.; Angus, C. & Nipperess, D.A. 2002. The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity and its application to restoration practices. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 179–199.