
Ciências Biológicas

Marco Aurélio Ferreira Martins de Oliveira

**INFLUÊNCIA DA LARGURA DE MATAS
RIPÁRIAS RESTAURADAS SOBRE A
BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS**



Rio Claro
2016

Marco Aurélio Ferreira Martins de Oliveira

**INFLUÊNCIA DA LARGURA DE MATAS RIPÁRIAS
RESTAURADAS SOBRE A BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS**

Orientador: MILTON CEZAR RIBEIRO

Co-orientador: FELIPE MARTELLO RIBEIRO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Biociências da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” -
Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau
de Bacharel e Licenciado em Ciências
Biológicas.

Rio Claro
2016

574.5
O48i Oliveira, Marco Aurélio Ferreira Martins de
 Influência da largura de matas ripárias restauradas sobre a
 biodiversidade de formigas / Marco Aurélio Ferreira Martins
 de Oliveira. - Rio Claro, 2016
 34 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Trabalho de conclusão de curso (licenciatura e bacharelado
- Ciências biológicas) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Milton Cezar Ribeiro
Coorientador: Felipe Martello Ribeiro

1. Ecologia. 2. Conservação. 3. Ecologia espacial. 4.
Código florestal. I. Título.

Aos meus pais
À minha irmã
Aos meus amigos

Agradecimentos

Agradeço à minha família: meu pai Antônio, minha mãe Marisa e minha irmã Camila. Sem o amor e o apoio de vocês eu não teria conquistado o que conquistei até agora. A distância é grande, assim como a saudade, mas tudo valerá a pena.

Agradeço meus avós, tios, tias, primos e primas que também foram fundamentais na construção do meu ser.

Agradeço aos meus amigos do CBI 2011, especialmente Eric, Blue, Bolha, Ébão, Surfistinha, Maria, Daiane, Alcione, Gaga. Também agradeço os amigos da Biologia, principalmente a Tá e a Phoebe, amigas especiais tenho muito carinho. Agradeço também à comissão da SEBio e ao grupo PEJA. Não importa o quão distantes estamos, vou sempre lembrar de vocês com muito carinho.

Agradeço às companheiras de Moitinha: Andréia, Fer, Bia, Flávia, Fabiana e Clara. Vocês me ensinaram muito! Tivemos bons e maus momentos juntos, mas nossa amizade será eterna.

Agradeço aos professores que me ajudaram na graduação, especialmente as professoras Marcia Pechula e Maria Rosa, que contribuíram muito para o biólogo e educador que espero ser um dia.

Ao pessoal do LERF, e principalmente à Débora, que me proporcionou a oportunidade de realizar este trabalho.

À Usina Batatais e todo o pessoal que lá trabalha, por permitir que o estudo acontecesse.

Ao LEEC que me recebeu de braços abertos e ao Felipe e ao Miltinho, que confiaram no meu trabalho e me proporcionaram muito conhecimento, não só acadêmico.

Agradeço à FAPESP pela concessão da bolsa.

Resumo

A perda de habitat e a fragmentação florestal são as principais ameaças à biodiversidade, causando a redução e extinção local e regional. Entre as estratégias para a conservação de habitats e mitigação dessas ameaças, as matas ciliares ou ripárias são elementos fundamentais. As mesmas podem contribuir com a manutenção em diferentes aspectos, seja durante o processo de restauração, da proteção de recursos hidrológicos, ou para garantir maiores níveis de conectividade entre manchas de habitat. No entanto, o Novo Código Florestal (Brasil 2012) permite, em determinados casos, a redução da largura de matas ciliares de 30 metros para apenas 15 metros, o que pode representar um retrocesso na manutenção da biodiversidade. Entretanto, ainda não existe um consenso sobre o efeito da largura das matas ciliares sobre a biodiversidade, sendo a maioria dos estudos realizados com vertebrados, mas raramente tendo os invertebrados como foco de estudos. Para suprir esta deficiência, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da largura das matas ciliares restauradas sobre a biodiversidade de formigas, grupo taxonômico de grande importância ecológica. Foram amostradas 15 assembleias de formiga em matas ciliares restauradas com diferentes larguras, todas na região de Batatais, interior do Estado de São Paulo, Brasil (SP). O principal objetivo foi o de responder à pergunta: qual a influência da largura da mata ciliar restaurada sobre a diversidade de formigas? Nossa hipótese é a de que a largura da mata ciliar apresenta efeito positivo sobre a riqueza e a abundância de formigas. Análises de regressões entre riqueza e abundância em função da largura permitiram testar os efeitos mata ciliar sobre as formigas. Foram coletadas 10.231 formigas, pertencentes a 79 morfoespécies. Contrariamente a nossas expectativas, a largura das matas ciliares restauradas não influenciara a biodiversidade de formigas, uma vez que nem a riqueza ($R^2 = -0,072$; $p = 0,813$; $F = 0,058$) nem a abundância ($R^2 = -0,077$; $p = 0,949$; $F = 0,04$) foram explicadas pela largura. Outros fatores podem ser mais importantes que os efeitos da largura sobre a comunidade de formiga, dentre eles o efeito de borda, a configuração da paisagem e o manejo das áreas restauradas.

Palavras Chave: Conservação, Ecologia Espacial, Código Florestal

Sumário

1	Introdução	6
1.1	Justificativa	9
2	Objetivos	10
3	Materiais e Métodos	11
3.1	Área de Estudo	11
3.2	Amostragem	13
3.3	Análises Estatísticas	16
4	Resultados	17
4.1	Amostragem das formigas	17
4.2	Influência da largura da matas ciliares	21
5	Discussão	23
6	Conclusão	27
7	Referências Bibliográficas	28
8	Apêndice	33

1 Introdução

A perda de habitat e a fragmentação florestal são as principais ameaças à biodiversidade mundial, resultante da expansão de fronteiras agrícolas (FAHRIG, 2003; MICHALSKI; PERES, 2005). Enquanto a fragmentação *per se* é a divisão da área natural em fragmentos de habitat, a perda de habitat é a substituição da área natural por usos antropogênicos para fins diversos (FAHRIG, 2003). Entretanto, a fragmentação enquanto processo envolve a perda de habitat e a fragmentação *per se*, o que resultar na redução do tamanho das manchas de habitat, no aumento da influência da borda e no grau de isolamento das manchas, podendo comprometer inclusive a conectividade da paisagem (FAHRIG, 2003). Para mitigar os efeitos da fragmentação, uma estratégia bastante utilizada é a restauração de áreas, e a seleção de matas ciliares ou ripárias tem sido indicadas para aumentar a conectividade entre manchas de habitat. Todavia, como existe bastante variabilidade nas características dessas restaurações, uma questão que merece atenção é o efeito da largura dessas restaurações para a manutenção da biodiversidade. A grande maioria dos estudos que buscam compreender os efeitos da largura das matas ciliares sobre a biodiversidade focam principalmente em vertebrados, raramente sendo utilizados os invertebrados, tampouco são avaliados ambientes em processo de restauração florestal. Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar o efeito da largura de matas ciliares restauradas sobre a diversidade de formigas, organismos reconhecidamente bons indicadores diversos aspectos ecológicos.

Conhecer o processo de fragmentação e seus efeitos sobre a biodiversidade é de extrema importância, pois além de permitir estratégias de conservação ambiental, também permite o planejamento para a ocupação humana de forma a minimizar os prejuízos ambientais (DELAMÔNICA et al., 2001). As consequências da fragmentação de habitats sobre a biota e o ecossistema são inúmeras: processos ecológicos (e.g. polinização, ciclagem de nutrientes e estoques de carbono) podem ser alterados em função do isolamento (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Ao fragmentar a paisagem, reduz-se o fluxo gênico, pois dificulta ou impede a movimentação e dispersão de espécies (DIXO et al., 2009). Fragmentos pequenos tendem a ter menor riqueza de espécies e menor densidade de espécies (número de espécies por unidade de área) do que fragmentos grandes (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009), e os organismos estão mais sujeitos ao efeito de borda, resultado da transição abrupta entre os dois ecossistemas – fragmento e matriz (MURCIA, 1995; DODONOV et al. 2013). Isso pode levar a redução ou extinção local e regional de populações mais sensíveis (SANTOS-FILHO et al., 2008; BANKS-LEITE, 2010).

Uma paisagem fragmentada pode ser recuperada com o manejo da área degradada, por meio do aumento da biodiversidade e da complexidade estrutural do habitat para o restabelecimento de processos ecossistêmicos (SER, 2004; ENGEL; PARROTA, 2008). A partir de ações de restauração, pode-se diminuir a distância entre fragmentos, aumentar a heterogeneidade ambiental e o intercâmbio de componentes bióticos e abióticos da paisagem fragmentada (SER, 2004; TABARELLI et al., 2010; RIBEIRO et al., 2012). A restauração ecológica, portanto, dentre outras funções pode restabelecer a conectividade da paisagem fragmentada, aumentando potencialmente o fluxo gênico entre fragmentos antes isolados (METZGER, 2008). Entende-se por conectividade a capacidade da paisagem permitir ou limitar a movimentação de organismos em um habitat (TAYLOR et al., 1993). Entre os elementos da paisagem que podem aumentar a conectividade entre fragmento, podemos citar os corredores estruturais (i.e. manchas de habitat lineares que podem unir completa ou parcialmente duas manchas de habitat), que aumenta a capacidade de locomoção de organismos entre manchas de habitat (TISCHENDORF; WISSEL, 1997; HILTY et al., 2006; METZGER, 2010a).

No Brasil e em diversos outros países (p.ex. a Colômbia), a questão da fragmentação e da restauração ecológica está sendo amplamente discutida (RIBEIRO et al., 2013; TAMBOSI et al., 2013), devido a recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs), especialmente aquelas localizadas às margens de corpos d'água, chamadas de matas ciliares ou ripárias (METZGER et al., 2010b; SILVA et al., 2012). As matas ciliares preservam os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitam o fluxo gênico de fauna e flora, protegem o solo e asseguram o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). As matas ciliares também atuam como importantes corredores ecológicos, pois acompanham o corpo d'água por grandes extensões e permitem a movimentação de organismos (METZGER, 2010a). O Novo Código Florestal (Lei Federal nº 12.651, 25.05.2012) e as Medidas Provisórias posteriores, determinam legalmente a largura mínima das faixas marginais de mata ciliar, de acordo com o tamanho da calha do leito regular do corpo d'água (BRASIL, 2012). A eficiência da faixa de vegetação na margem de rios e lagos depende de muitos fatores, como a largura e o estado de conservação da vegetação (SILVA et al., 2011). Dentre as principais discussões sobre as mudanças no Código Florestal merece especial atenção as larguras das matas ciliares (METZGER, 2010a; SILVA et al., 2011). Metzger (2010a) expõe a necessidade de se determinar a largura de matas ciliares de acordo com as funcionalidades ecológicas da área, portanto, deve se levar em conta muitos outros fatores, tais como a topografia da margem, o tipo de solo e de vegetação, o clima e a pluviosidade. Com a nova legislação, houve uma redução da faixa de vegetação exigida de 30 m para 15 m para rios com

até 5 m de largura, o que pode resultar na diminuição de até 31% das áreas protegidas pelas matas ripárias (SILVA et al., 2011).

Matas ciliares muito estreitas apresentam maior razão borda/núcleo, em virtude da área periférica apresentar maior proporção de área que a região central, intensificando os efeitos de borda (MARTINS, 2011). Já as matas ciliares mais largas ou com formato mais circular apresentam menor área de borda em relação ao centro, o que permite que a região tenha maiores chances de recuperação e se mantenha estável ao longo do tempo (MURCIA, 1995; MARTINS, 2011). Com o maior efeito de borda, as matas ciliares mais estreitas podem perder parte de sua funcionalidade de corredores ecológicos e favorecem principalmente as espécies generalistas, uma vez que essas suportam o efeito de borda, consequentemente, diminuindo a biodiversidade (LOPES, 2009). Metzger (2010a) afirma que, considerando a funcionalidade dos corredores ecológicos e a biodiversidade a ser mantida, as matas ripárias deveriam ter, no mínimo, 100 m de largura (50 metros de cada lado do rio), independente do bioma, solo ou topografia. Dessa forma, torna-se essencial saber como a redução da largura das matas ripárias restauradas influencia na biodiversidade local, uma vez que alterações na estrutura das comunidades afetam diretamente a estabilidade do ecossistema, como os ciclos biogeoquímicos (LOREAU, 2007). Assim a biodiversidade em projetos de restauração desempenha um papel fundamental na própria manutenção do ecossistema, favorecendo a cadeia trófica, a criação de microhabitats (no caso de espécies vegetais), e serviços ecológicos como a polinização, a dispersão de sementes e a decomposição de matéria orgânica (GANDOLFI et al., 2009).

As formigas desempenham papéis fundamentais nos ecossistemas, devido a sua importância em diversos processos ecológicos como a dispersão de sementes, decomposição de material orgânica e ciclagem de nutriente e aeração do solo (MOUTINHO, 1998; LOBRY DE BRUYN, 1999; LACH et al, 2010). Esses insetos representam ainda um dos maiores grupos animais em diversos ambientes, tanto em relação a riqueza de espécies como em biomassa, podendo chegar a representar 15% da biomassa animal em florestas tropicais, como na Amazônia central (FITTKAU; KLINGE, 1973). Além disso, a comunidade de formigas possui alto grau de correlação com outros invertebrados, como hemípteros, besouros e aranhas, podendo ser bons representantes das respostas de invertebrados às alterações ambientais (MAJER 2007). Aliado a tais características, a facilidade e baixo custo das coleta e identificação, bem como o fato de serem sensíveis a variações ambientais, fazem com que as formigas sejam consideradas como bons modelos para o estudo do impacto de alterações ambientais sobre a biodiversidade (MAJER, 1983; ANDERSEN, 1997; MAJER et al., 2007).

Este estudo faz parte do Projeto Temático em Restauração Florestal “Restauração

ecológica de florestas ciliares, de florestas nativas de produção econômica e de fragmentos florestais degradados (em APP e RL), com base na ecologia de restauração de ecossistemas” (<http://lerf.eco.br/capa.asp?j=30>, Processo FAPESP 2013/50718-5), coordenado pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF – ESALQ/USP), em parceria com a UNESP. Este projeto está também vinculado ao Projeto “New sampling methods and statistical tools for biodiversity research: integrating animal movement ecology with population and community ecology” (Processo FAPESP 2013/50421-2) coordenado pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) da UNESP de Rio Claro.

1.1 Justificativa

O Novo Código Florestal, aprovado em 2012 permite, em determinadas condições, permite a redução a área de proteção das matas ciliares de 30 para 15 metros, alegando que áreas importantes para a produção agrícola seriam comprometidas (BRANCALION; RODRIGUES, 2010). No entanto, essas matas ciliares têm importância tanto na proteção de recursos hidrológicos (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2001; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010) como na manutenção de biodiversidade, atuando como corredores ecológicos (METZGER, 2010a; SILVA et al., 2011). Assim, além das ações de proteção e restauração das matas ciliares degradadas, é de extrema importância testar métodos de avaliação e de monitoramento de áreas restauradas, tendo como foco a biodiversidade e os processos ecológicos. Ao analisar a comunidade de formigas (grupo de grande importância ecológica e de fácil amostragem), pode-se compreender um pouco mais sobre a funcionalidade ecológica de uma área ciliar restaurada. Além disso, estudar a biodiversidade de formigas nessas condições pode contribuir para o desenvolvimento de planos mais efetivos de restauração de áreas ciliares.

2 Objetivos

O presente estudo tem como objetivo avaliar a influência da largura das matas ciliares restauradas na biodiversidade de formigas. Para atingir nosso objetivo, pretendemos responder se largura da mata ciliar restaurada tem influência sobre a diversidade de formigas.

Nós esperamos que a largura das matas ciliares restauradas influencie positivamente a biodiversidade de formigas, de forma que áreas ciliares mais estreitas têm menor biodiversidade que áreas ciliares mais largas (Fig. 1).

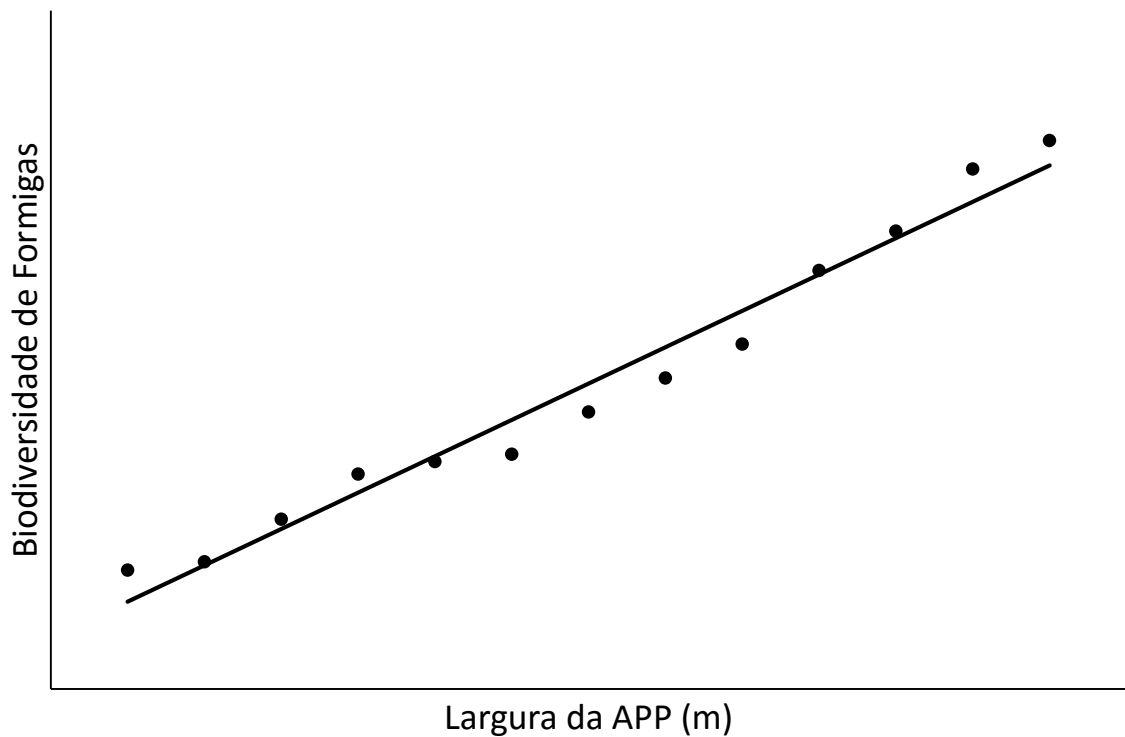


Figura 1: Relação esperada entre biodiversidade de formigas e largura de matas ciliares restauradas em paisagens fragmentadas do interior do Estado de São Paulo, Brasil.

3 Materiais e Métodos

3.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na porção norte do município de Batatais, no interior do estado de São Paulo (Figura 2), onde cerca de 56% das terras do município são ocupadas pelo cultivo de cana-de-açúcar (CANASAT, 2013). Na região selecionada se localiza a Usina de Batatais, responsável por grandes programas de restauração florestal na região, e que no ano de 2004 participou do Programa de Adequação Ambiental (PAA) do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF-ESALQ-USP) (<http://www.lerf.esalq.usp.br/>).

A região do estudo faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí. Originalmente, área do estudo era coberta por vegetação de Mata Atlântica e Cerrado. Atualmente, a área é dominada por matriz de cana-de-açúcar e a vegetação natural remanescente encontra-se reduzida e restrita a pequenos fragmentos de vegetação secundária em diferentes estágios de regeneração. Segundo a classificação de Köppen (1948), o clima predominante da região é do tipo Cwa, tropical de altitude com verão chuvoso e inverno seco. O tipo de solo predominante na bacia é o Latossolo, com variações conforme a região (OLIVEIRA et al., 1999).

Foram selecionadas 15 áreas para realização dos transectos de amostragem, em 10 restaurações distintas. As áreas de coleta (Figura 2) foram selecionadas previamente, com auxílio de imagens de satélites e um mapeamento realizado em parceria com a equipe do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, ESALQ/ USP. A principal diferença entre essas áreas é a largura das matas ciliares, todas em condições de APPs. A largura das matas ciliares variou de 20 a 100 metros (média=52,3; desvio padrão=21,0). A identificação das áreas é indicada na Figura 2. As restaurações possuem idades que variam entre três e sete anos, enquanto os tamanhos das restaurações variaram de 0,4 a 25,26 hectares (média=7,49; desvio padrão=7,76) - ver Tabela 1.

Tabela 1: Informações sobre áreas de restaurações florestais onde foram realizadas amostragens de formigas no interior do Estado de São Paulo para avaliar o efeito da largura das matas ciliares.

Área de Amostragem	Fazenda	Data de Plantio	Idade	Área (ha)
1	Aroeiras	07/12/2011	3	4,84
2	Ananazes	29/02/2008	7	5,11
3	Santa Maria	25/11/2008	6	3,70
4	Santa Maria	25/11/2008	6	3,70
5	Santa Eudóxia	11/11/2008	6	8,30
6	Santa Eudóxia	11/11/2008	6	8,30
7	Água Quente	08/01/2008	7	7,80
8	Aparecida	23/03/2010	5	2,84
9	Aparecida	23/03/2010	5	2,84
10	Ouro Verde	17/12/2010	4	3,25
11	Primavera 1	18/11/2008	6	10,37
12	Santa Ernestina	01/11/2007	7	0,40
13	Santa Ernestina	01/11/2007	7	0,40
14	Corredeira	05/12/2008	6	25,26
15	Corredeira	05/12/2008	6	25,26

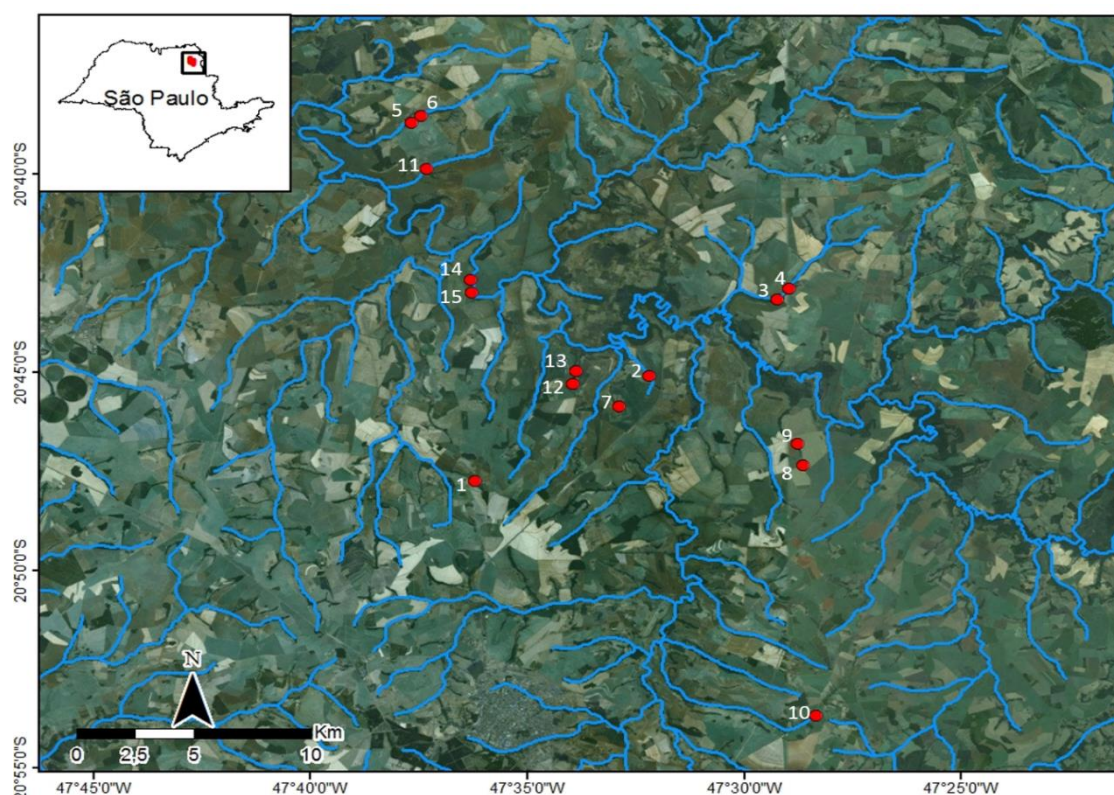


Figura 2: Localização das mata ciliares em Áreas de proteção permanente selecionadas para a amostragem de formigas em propriedades da Usina Batatais/SA, Batatais (SP), Brasil. Em azul está apresentada a rede de drenagem principal obtida a partir da cartografia 1:50.000 do IGC/IBGE

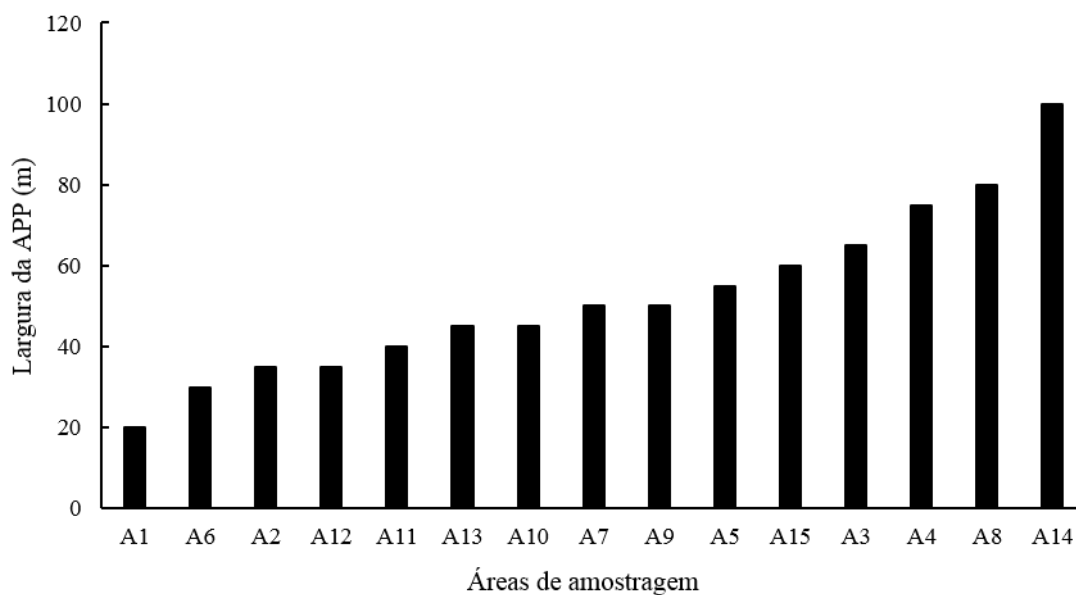


Figura 3: Largura de cada área de proteção permanente (APP) selecionada para a amostragem. Os números no eixo X representam o código de identificação das 15 paisagens.

3.2 Amostragem

As coletas foram realizadas durante Setembro e Outubro de 2015, meses que seguem a época mais fria do ano e de menor pluviosidade, ideais para a amostragem de formigas. As amostragens utilizaram transectos de 90m, dispostos paralelamente ao curso d'água, e buscou-se selecionar locais de vegetação mais homogênea, sombreados e sem a predominância de gramíneas (Figura 3).



Figura 3: Matas ciliares em condições de Áreas de Preservação Permanente (APPs) selecionadas para a amostragem de formigas, Batatais (SP), Brasil.

Em cada um dos 15 transectos, foram colocadas 10 armadilhas de queda (pitfalls), totalizando 150 armadilhas. Cada armadilha ficava a uma distância de 10 metros uma da outra e consistia em um copo plástico de 200mL enterrado, de modo que a abertura do copo ficasse rente ao solo. Os copos foram preenchidos com uma mistura de água com detergente (cerca de 50mL), para que os indivíduos das formigas que caíssem não conseguissem fugir. Também foi

colocada uma proteção em cada armadilha, para impedir que folhas e galhos caíssem dentro da armadilha e possibilitassem a fuga ou impedissem a queda de formigas. A proteção consiste em um prato de plástico sustentado por palitos de churrasco, colocados sobre o copo enterrado, como pode ser visto na Figura 4.



Figura 4: Armadilhas de queda (pitfalls) utilizados para amostrar as assembleias de formigas das áreas de matas ciliares em diferentes larguras. (A): localização de uma armadilha de queda; (B): exemplo pitfall em um transecto de coleta, em uma das áreas selecionadas.

As armadilhas ficaram em campo por 48h. Cada armadilha foi retirada e colocada em sacos plásticos, devidamente etiquetados com o número da área e o ponto de coleta e separado para a triagem. A triagem foi realizada durante a segunda quinzena do mês de outubro. Primeiramente, foi realizada uma pré-triagem, com auxílio de pinça e pincel, quando foram separados todos os invertebrados que caíram nas armadilhas de outros materiais (folhas, galhos, pedras, terra etc). Os indivíduos coletados foram armazenados em sacos plásticos contendo álcool 70% para sua conservação. Posteriormente, as formigas foram separadas dos outros invertebrados para a identificação. As formigas foram colocadas em frascos de vidro (15 e 50

ml), garantindo-se a identificação dos locais de coletadas (Figura 5). Os demais invertebrados continuam armazenados no Laboratório de Entomologia Agrícola do Departamento de Ecologia da UNESP de Rio Claro, para possibilitar futuros estudos.

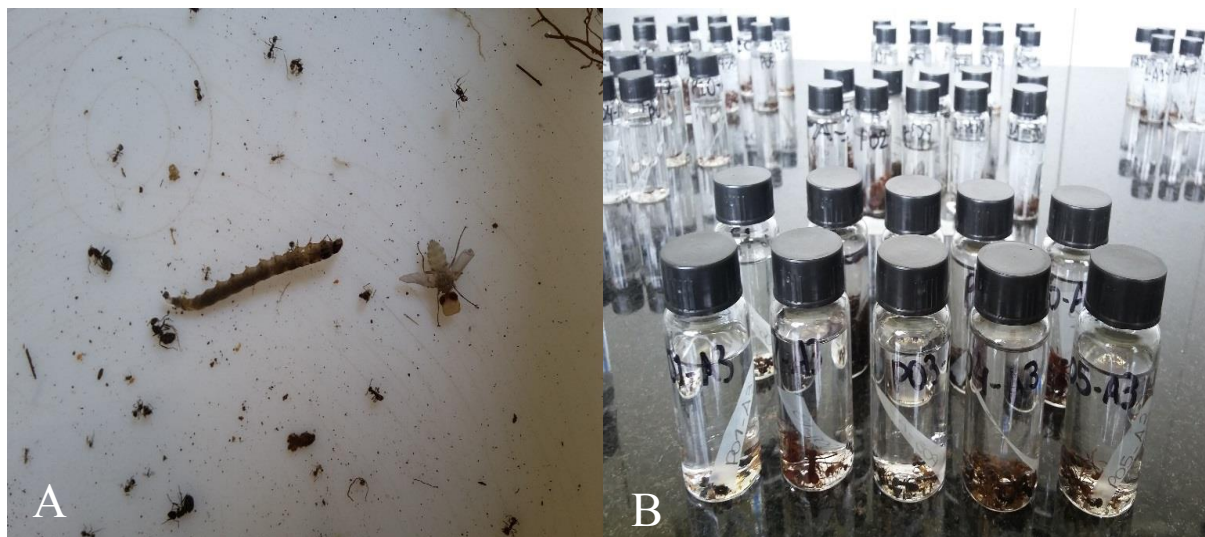


Figura 6: Material coletado antes da pré-triagem (A) e após a triagem, com as formigas em frascos com álcool 70% (B).

Depois de triadas, as formigas foram identificadas até o nível de gênero, sendo em seguida separadas por morfoespécie. Para a identificação das espécimes até o nível de gênero, foi utilizado o mais recente guia publicado sobre identificação de formigas, “Guia para gêneros de formigas do Brasil” (BACCARO et al, 2015).

3.3 Análises Estatísticas

Para avaliar a influência da largura das matas ciliares sobre a comunidade de formigas, utilizamos regressão linear simples entre a riqueza e abundância (variáveis respostas) e a largura das APPs. Para tanto analisamos o coeficiente de correlação linear (r^2) e seu nível de significância (p).

4 Resultados

4.1 Amostragem das formigas

Foram coletadas 10.231 formigas nas 15 áreas amostradas, sendo identificadas 79 morfoespécies. O número de formigas por pitfall variou de 7 a 309, e a média de indivíduos coletados em cada pitfall foi de 68,2. A menor quantidade de formigas por área foi de 165 indivíduos, enquanto a área com maior quantidade foi de 1348. As formigas coletadas são pertencentes à 8 subfamílias de Formicidae. A subfamília que apresentou maior quantidade de indivíduos foi Myrmicinae, com 6776 formigas (66,23% dos indivíduos coletados), enquanto a subfamília Amblyoponinae, apenas um indivíduo do gênero *Prionopelta* foi coletado (0,01%). Foram encontrados 33 gêneros de formigas, sendo *Pheidole* o gênero mais abundante (42,0%), seguido por *Dorymyrmex* (12,0%), *Tapinoma* (9,0%) e *Wasmannia* (8,5%). Esses quatro gêneros juntos representam 71,6% da diversidade de formigas das áreas amostradas. Formigas do gênero *Pheidole* foram encontradas em todas as áreas amostradas, em quantidades que variam entre 21 e 499. Os gêneros *Nesomyrmex*, *Ectatomma*, *Prionopelta* e *Pogomyrmex* foram os gêneros menos abundantes, com um indivíduo apenas (0,01%).

Os gêneros *Pachycondyla*, *Ectatomma* e *Odontomachus* são agrupados por Silvestre et al (2003) como Predadoras Grandes de Solo e são formigas de colônias pequenas e agressivas, e geralmente são relacionadas com a abundância de outros grupos de vertebrados de solo, como larvas de coleópteros, colêmbolos e até mesmo, outras formigas.

Os gêneros *Atta* e *Acromyrmex* são agrupados no grupo de Cortadeiras, formigas polimórficas que utilizam de folhas frescas para cultivar fungos. A diminuição de seus predadores naturais (aves e anfíbios) favorece o aumento a disseminação deste grupo, podendo levar a prejuízos ecológicos (SILVESTRE et al 2003). Os gêneros *Mycocepurus*, *Sericomyrmex*, *Cyphomyrmex* e algumas espécies de *Trachymyrmex* também são cultivadores de fungos, porém, são agrupados por Silvestre como Atíneas Crípticas Cultivadoras de fungos sobre cascas, que são formigas de coloração e comportamento crípticos.

A maioria das espécies do gênero *Pheidole* e *Solenopsis*, e algumas espécies de *Crematogaster* e *Camponotus* se enquadram no grupo de Dominantes Onívoras de Solo, cujas colônias são subterrâneas e grandes, recrutam massivamente, são agressivas em relações interespecíficas e generalistas em relação ao alimento (SILVESTRE et al, 2003). Outras espécies de *Camponotus* pertencem ao grupo Camponotinas Patrulheiras Generalistas, que são formigas onívoras, nidificam em troncos podres e são generalistas em termos alimentares.

O grupo Cefalotíneas é composto por formigas do gênero *Cephalotes*, que nidificam na vegetação, podendo nidificar também em troncos caídos, sendo estas também podem forragear no solo. Possuem tegumento bastante esclerotizado e evitam comportamento agonísticos e competitivos (SILVESTRE et al, 2003).

Foram identificadas 79 morfoespécies (ver Tabela 2). A riqueza nas áreas variou entre 13 e 32 espécies, sendo a morfoespécie mais abundante é *Pheidole* sp2, com 2273 indivíduos amostrados (22,2% de todas as formigas coletadas).

Tabela 3: Abundância de espécies de formigas amostradas coletadas nas 15 áreas de mata ciliar restaurada da Usina Batatais, Batatais (SP).

Espécie	Quantidade
Amblyoponinae	
<i>Prionopelta</i> sp1	1
Dolichoderinae	
<i>Dolichoderus</i> sp1	4
<i>Dolichoderus</i> sp2	22
<i>Dorymyrmex</i> sp1	1228
<i>Dorymyrmex</i> sp2	4
<i>Linepithema</i> sp1	122
<i>Linepithema</i> sp2	2
<i>Tapinoma</i> sp1	589
<i>Tapinoma</i> sp2	220
<i>Tapinoma</i> sp3	109
Dorylinae	
<i>Neivamyrmex</i> sp1	1
<i>Neivamyrmex</i> sp2	6
Ectatomminae	
<i>Ectatomma</i> sp1	1
<i>Gnamptogenys</i> sp1	64
<i>Gnamptogenys</i> sp2	47
<i>Gnamptogenys</i> sp3	1
Formicinae	
<i>Brachymyrmex</i> sp1	2
<i>Camponotus</i> sp1	56
<i>Camponotus</i> sp2	370
<i>Camponotus</i> sp3	133
<i>Camponotus</i> sp4	80
<i>Camponotus</i> sp5	26
<i>Camponotus</i> sp6	4
<i>Camponotus</i> sp7	4
<i>Nylanderia</i> sp1	175
Myrmicinae	
<i>Acromyrmex</i> sp1	57
<i>Acromyrmex</i> sp2	5
<i>Acromyrmex</i> sp3	3
<i>Acromyrmex</i> sp4	43
<i>Atta</i> sp1	550
<i>Atta</i> sp2	40
<i>Atta</i> sp3	49
<i>Atta</i> sp4	13
<i>Carebara</i> sp1	12
<i>Cephalotes</i> sp1	103
<i>Crematogaster</i> sp1	3
<i>Crematogaster</i> sp2	6

<i>Crematogaster</i> sp3	113
<i>Crematogaster</i> sp4	17
<i>Cyphomyrmex</i> sp1	60
<i>Cyphomyrmex</i> sp2	17
<i>Cyphomyrmex</i> sp3	25
<i>Megalomyrmex</i> sp1	25
<i>Mycetarotes</i> sp1	3
<i>Mycocepurus</i> sp1	48
<i>Nesomyrmex</i> sp1	1
<i>Pheidole</i> sp1	927
<i>Pheidole</i> sp2	2273
<i>Pheidole</i> sp3	683
<i>Pheidole</i> sp4	162
<i>Pheidole</i> sp5	18
<i>Pheidole</i> sp7	8
<i>Pheidole</i> sp10	76
<i>Pheidole</i> sp11	57
<i>Pheidole</i> sp12	6
<i>Pheidole</i> sp13	15
<i>Solenopsis</i> sp2	26
<i>Solenopsis</i> sp3	8
<i>Solenopsis</i> sp4	11
<i>Strumigenys</i> sp1	8
<i>Trachymyrmex</i> sp1	65
<i>Trachymyrmex</i> sp2	15
<i>Wasmannia auropunctata</i>	867
<i>Wasmannia</i> sp2	2
<i>Wasmannia</i> sp3	3
Ponerinae	
<i>Anochetus</i> sp1	2
<i>Hypoponera</i> sp1	14
<i>Odontomachus</i> sp1	22
<i>Odontomachus</i> sp2	26
<i>Pachycondyla</i> sp1	41
<i>Pachycondyla</i> sp2	5
Pseudomyrmecinae	
<i>Pseudomyrmex</i> sp1	62
<i>Pseudomyrmex</i> sp2	4
<i>Pseudomyrmex</i> sp3	7
<i>Pseudomyrmex</i> sp4	1

4.2 Influência da largura das matas ciliares

Ao se avaliar a influência da largura das matas ciliares sobre a diversidade de formigas verificou-se que tanto riqueza de espécies ($R^2 = -0,072$; $p = 0,813$; $F = 0,058$) (Figura 6) como a abundância ($R^2 = -0,077$; $p = 0,949$; $F = 0,04$) (Figura 7) não se mostraram relacionadas com a largura das matas ciliares.

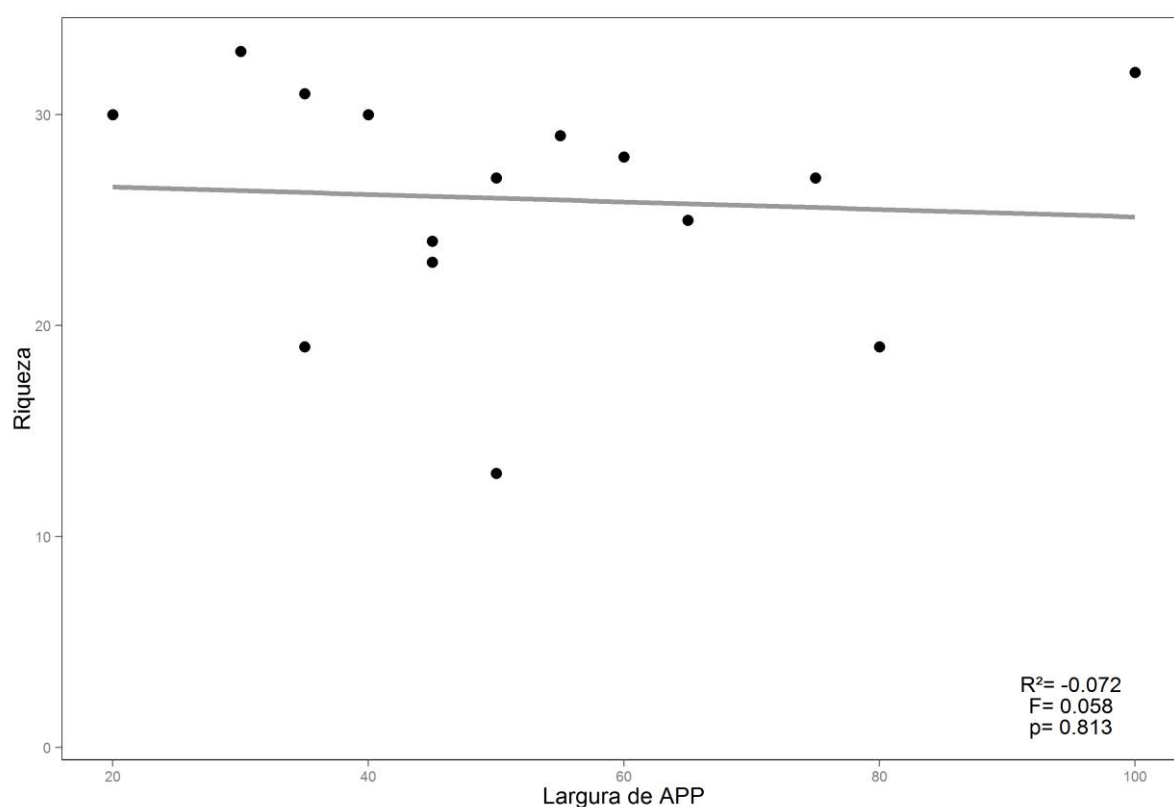


Figura 7: Riqueza de espécies (número de espécies) de formigas em relação à largura das APPs.

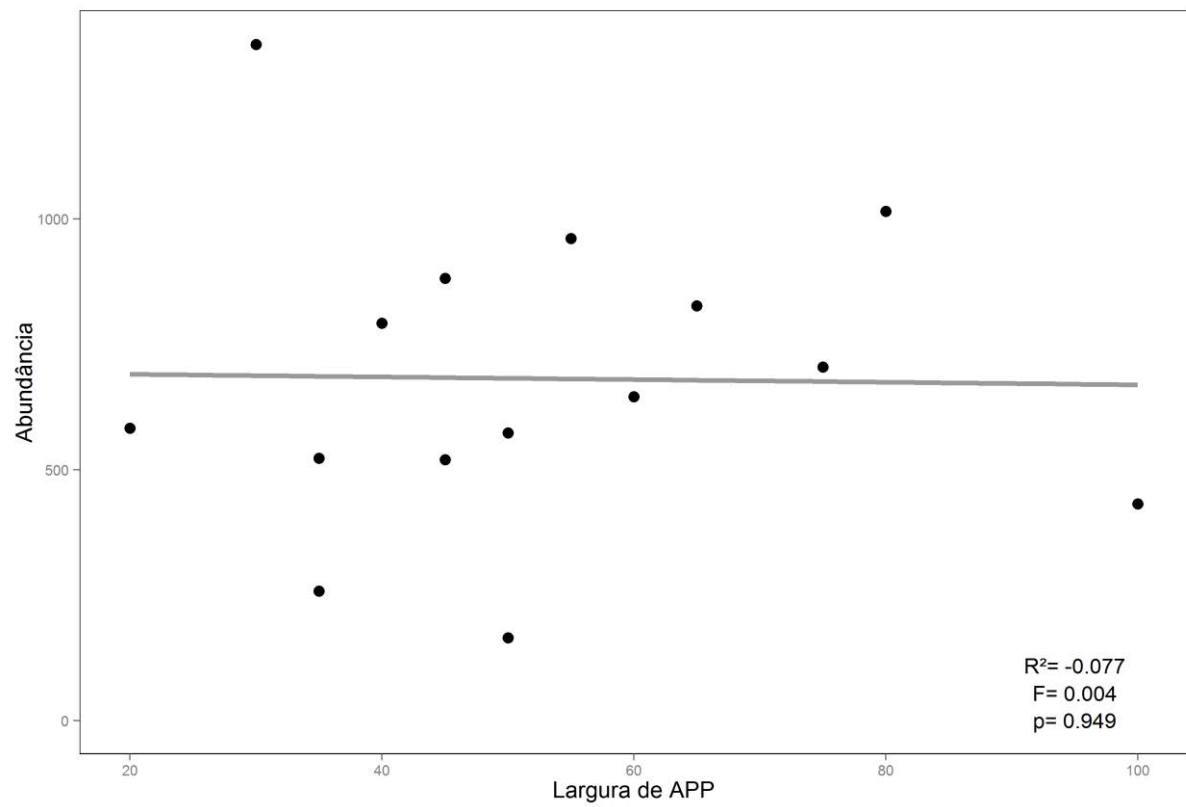


Figura 8: Abundância de formigas em relação à largura das APPs.

5 Discussão

Nossos resultados indicam que não existe uma relação direta entre a diversidade de formigas e a largura das Áreas de Preservação Permanente restauradas. Dessa forma, pelo menos em contextos de restauração florestal para áreas com restaurações mais recentes (< 7 anos), pode ocorrer da diversidade de formigas não ser uma resposta da largura das matas ciliares.

Embora não avaliado, o efeito de borda pode ser um dos fatores que influenciaram nos resultados apresentados. O efeito de borda é uma das consequências da fragmentação, que se apresenta como uma diferença abrupta entre a matriz e os fragmentos, criando de bordas expostas na paisagem. Mudanças na composição das espécies (animais e vegetais), predação, herbivoria e alterações microclimáticas causadas pela maior intensidade luminosa e ação dos ventos são alguns dos fatores aos quais as bordas estão expostas. (MURCIA, 1995). As matas ciliares de menor largura têm razão borda/núcleo maior que as matas ciliares de maior largura (MURCIA, 1995; MARTINS, 2011), o que compromete várias funções ecológicas da mata ciliar e favorece espécies generalistas (LOPES, 2009).

Apesar de não existir um padrão claro sobre como a abundância e a riqueza de formigas respondem ao efeito de borda (respondem positivo ou negativamente, ou não respondem) BRANDÃO et al (2011) verificou que até 50 metros da borda em direção ao interior ao fragmento, a composição de espécies de formigas pode estar sujeita ao efeito de borda da borda e do interior do fragmento. Como as APPs restauradas desse estudo variam sua largura de 20 a 100 metros e coleta de formiga foi feita na metade da largura, estas podem estar sobre influência do efeito de borda, afetando a comunidade de formigas, favorecendo as espécies generalistas e oportunistas, camuflando os efeitos da largura. Estudos sobre a influência do efeito de borda na comunidade de formigas (SUAREZ et al., 1998; DALBER; WOLTERS, 2004; LACH et al., 2010) verificaram que um dos maiores impactos do borda nas comunidades de formigas é a mudança de composição de espécies: ao mesmo tempo em que reduz ou mesmo extingui localmente algumas espécies nativas, o efeito de borda é benéfico para espécies exóticas generalistas e oportunistas, gerando uma sobreposição da distribuição dessas com algumas espécies nativas que suportam situações de borda (DIDHAM; LAWTON, 1999). A diferença na composição de espécies de formigas em bordas são relacionadas a diversos fatores, como locais adequados para nidificação, densidade vegetal, composição e profundidade do solo, disponibilidade de recursos alimentares, temperatura (BRASCHLER; BAUR, 2003; PHILPOTT et al, 2010). Quanto maior a similaridade entre a matriz e o fragmento, melhor será

a conectividade entre os fragmentos aumentando a permeabilidade de animais, inclusive de formigas, pois cria um gradiente suave entre a matriz e o fragmento, reduzindo o efeito de borda (VASCONCELOS, 1999). As áreas de estudo ficam imersas matriz de cana-de-açúcar, diferindo bastante da comunidade vegetal da restauração, criando bordas abruptas. A presença de espécies de formigas adaptadas a ambientes sob distúrbios (BRANDÃO et al, 2011), como a presença de espécies de formigas com potencial invasor (como a espécie *Wasmannia auropunctata*, bastante amostrada) e espécies generalistas e oportunistas, pode evidenciar que as APPs amostradas estavam sob efeito de borda (em maior ou menor grau). Portanto, o efeito de borda pode ser um fator que afetou a comunidade de formigas nesse estudo mas que, por razões metodológicas de não avaliar a composição, seu efeito não pode ser mostrado.

Outra possível variável que pode influenciar os resultados encontrados é o manejo das áreas amostradas que são oriundas de projetos de restaurações. Para a implementação de projetos de restauração, algumas práticas são realizadas, como revolvimento do solo, roçagem, aplicação de herbicidas para eliminar gramíneas exóticas, controle de formigas cortadeiras e plantio de mudas de espécies arbóreas (NAVE, 2009). Algumas dessas práticas, como a mudança na estrutura de solo (ANDERSEN, 1997) e a aplicação de inseticidas e herbicidas em excesso provocam alteração na comunidade de formigas (PEREIRA et al, 2010). O fato de não haver correlação entre a largura das áreas estudadas e a mirmecofauna pode estar relacionada ao tipo de restauração implementada e às espécies escolhidas para a recomposição da vegetação. Conhecer quais espécies foram plantadas na restauração e como qual o método de plantio também é importante, pois a vegetação local influencia a comunidade de formiga, como relata LEAL (2003), que observou, na Caatinga, a densidade da vegetação explicava uma maior riqueza de formigas, com a justificativa de que mais árvores produzem mais serapilheira, que leva ao aumento de habitats de nidificação para as formigas, assim como o número de alimento disponível para formigas predadoras. O manejo após a implementação da restauração, principalmente o controle de gramíneas exóticas também é importante para a recuperação de áreas degradadas (BRANCALION et al, 2012). As gramíneas exóticas podem prejudicar o crescimento de espécies arbóreas, diminuindo a densidade e diversidade vegetal afetando também a comunidade de formigas, que são favorecidas pelo sombreamento, umidade e serapilheira (RIGINOS, 2009). Nas áreas amostradas, a presença de gramíneas exóticas (observação pessoal), pode influenciar negativamente a estrutura na comunidade de formigas.

O nível de conservação das áreas também influencia na riqueza e composição da mirmecofauna: maior riqueza de árvores influencia negativamente na riqueza de mirmicíneos generalistas e positivamente na riqueza de formigas predadoras especialistas (GOMES et al,

2006). Assim, essas espécies generalistas (*Pheidole*, *Wasmannia*, *Solenopsis*) podem exercer grande dominância nas áreas, eliminando as espécies de nicho mais estreito, podendo haver consequências para o ecossistema, como perda de espécies que realizam a ciclagem de nutrientes e dispersão de sementes (SILVESRE, 2003). Dessa forma acreditamos que o manejo das diferentes restaurações amostradas no estudo e seu nível de conservação possam ser fatores que influenciaram na não-relação entre a largura das APPs restauradas do estudo e a comunidade de formigas. Por isso, estudos com vegetação restaurada e a dinâmica das restaurações e também estudos de comunidade de formigas nos fragmentos nativos ao entorno das áreas restauradas são importantes para entender melhor os resultados encontrados.

As características da paisagem é outro fator que pode ter influenciado nossos resultados. Para Metzger (2001, p. 4), paisagem é “um mosaico formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” e pode determinar a relação de deslocamento, exigências de habitat e interações entre espécies. Desta forma características da paisagem como o número de fragmentos, a distância entre eles e os diferentes usos de terra antrópicos que compõem as paisagens, podem ter influência sobre a abundância e permanência de espécies (Metzger 2001). Segundo Ives et al. (2011), a densidade de rodovias, bem como a composição de plantas em APP foram mais determinantes para a comunidade de formigas do que a largura dos corredores ripários. Apesar de outros estudos não apresentarem uma relação clara entre características da paisagem e a comunidade de formigas (GOMES et al. 2006, SANTOS et al. 2006), é de se esperar que características da paisagem, especialmente os tipos de uso de terra que circunda os fragmentos e a distância que as APPs se encontram desses, influenciem a diversidade de formigas, devido à grande diversidade que se reflete na grande variação de nichos ocupados por estes insetos (SANTOS et al, 2006). Podemos inferir que as áreas amostrais que estão imersas na mesma matriz (cana-de-açúcar), fizeram parte do mesmo programa de restauração tenham pouca variação na riqueza de espécies.

A composição de espécies também pode ajudar a explicar os resultados encontrado. A grande proporção de *Pheidole*, *Solenopsis* e *Wasmannia* (mirmicíneos generalistas) e a pequena riqueza de espécies predadoras especialistas, como *Anochetus*, *Hypoponera* e *Prionopelta*, podem indicar um ambiente perturbado (SILVESTRE et al, 2003). As espécies do gênero *Pheidole*, *Solenopsis* e *Wasmannia*, bastante abundantes nas áreas amostradas, são favorecidas em ambientes perturbados por serem onívoras de solo, agressivas em relações interespecíficas e generalistas na seleção de alimento. Apesar de não ser as morfoespécies mais abundantes, a grande quantidade de formigas dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* pode acarretar prejuízos

ecológicos, já que estas são conhecidas por cortarem as folhas de árvores e prejudicar o reflorestamento, além de sinalizar a ausência de seus predadores naturais, como aves, répteis e anfíbios (SILVESTRE et al, 2003).

O método de coleta utilizado nesse estudo pode ter sido um limitante para obtenção da relação entre a largura das APPs e a comunidade de formigas. O método pitfall é muito utilizado principalmente para estimar a abundância e riqueza de operárias de solo; porém, há limitações uma vez que algumas espécies de formigas pequenas possuem capacidade para escalar a armadilha, além de este método não capturar de espécies que vivem no subsolo nem que vivem nas copas das árvores (BESTELMEYER et al, 2000). Utilizando outros métodos de coleta, como instalação de pitfalls nas copas de árvores e coleta de serapilheira, poderíamos ter mais dados da estrutura da comunidade de formigas e dar mais robustez ao trabalho. Porém, consideramos que o método utilizado foi satisfatório para o trabalho, já que foi feito de forma uniforme em todas as áreas e, portanto, amostrando as formigas de forma igualitária.

6 Conclusão

Os resultados desse estudo indicam que a comunidade de formigas não é influenciada pela largura de matas ripárias restauradas e que existe uma predominância de espécies oportunistas alertam para uma homogeneização da comunidade de formigas, o que pode levar a uma perda de processos ecológicos que esses insetos atuam.

Devemos levar em consideração que presente estudo foi realizado em apenas um contexto, e no nosso caso as matas ciliares restauradas, imersas em matriz de cana-de-açúcar. A largura pode ter influência na biodiversidade de formigas, mas este efeito pode ter sido marcado por outras variáveis, como o efeito de borda, o manejo das restaurações e o contexto da paisagem no qual as restaurações estão inseridas. Apesar do tamanho das manchas de habitat estarem diretamente relacionada à riqueza, essa também pode estar relacionada indiretamente por meio de outros fatores que estejam correlacionados com esta variável (BÁLDI, 2008; MORENO-RUEDA; PIZARRO 2009). Características como permeabilidade da matriz, nível de exigência de cada espécie em relação ao ambiente (TABANEZ et al, 1997) e estrutura do habitat ou heterogeneidade (METZGER 2000) são exemplos de variáveis que podem camuflar os efeitos da área, como pode ser o caso do nosso estudo.

Assim, a largura das matas ripárias é muito importante, pois afeta a qualidade do habitat, ciclo da água, e a vida de vários grupos de organismos, como mamíferos, aves, anfíbios. Por isso, novos estudos com formigas devem ser realizados em APPs de vegetação nativa para verificar se o padrão é persistente. Ainda assim, diminuição das faixas de APP pelo novo Código Florestal (2012) se mostra um retrocesso na conservação da biodiversidade brasileira.

7 Referências Bibliográficas

ANDERSEN, A. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation Ecology*, v. 1, n. 1, p. 1–17, 1997.

ANDERSEN, A. N.; SPARLING, G. P. Ants as Indicators of Restoration Success: Relationship with Soil Microbial Biomass in the Australian Seasonal Tropics. **Restor Ecology**, v. 5, n. 2, p. 109–114, 1997.

BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Editora INPA, 2015, 388p.

BÁLDI, A. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 4, p. 675–681, 2008.

BANKS-LEITE, C. ET AL. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, p. 918–926, 2010.

BESTELMEYER, B. T. et al. Field techniques for the study of ground-dwelling ant: an overview, description, and evaluation. In: AGOSTI, D.; SCHULTZ, T.; MAJER, J. D. (Eds.) **Ants**. Smithsonian Institution Press, 2000. p. 122–144.

BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 1. ed. 2012. p. 262–293.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 63–66, 2010.

BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; FEITOSA, R. M. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. **Zoologia (Curitiba, Impresso)**, v. 28, n. 3, p. 379–387, 2011.

BRASCHLER, B.; BAUR, B. Effects of experimental small-scale grassland fragmentation on spatial distribution, density, and persistence of ant nests. **Ecological Entomology**, v. 28, p. 651–658, 2003.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 3 jul. 2014.

CANASAT. **Monitoramento da Cana-de-açúcar**. Disponível em: <Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/cultivo.html>>. Acesso em: 1 jan. 2014.

DAUBER, J.; WOLTERS, V. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 5, p. 901–915, 2004.

DELABIE, J. H. C. ; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D. et al. (Eds.). **Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests**. n 18 ed. Perth, Australia: Curtin

University of Technology School of Environmental Biology Bulletin 18, 2000. p. p. 1–17.

DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. Florestas do rio Negro. In: OLIVEIRA, A. A.; DALY, D. C. (Eds.). **Florestas do Rio Negro**. São Paulo: Schwarcz, 2001. p. 285–301.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17–30, 1999.

DIXO, M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 8, p. 1560–1569, 2009.

DODONOV, P.; HARPER, K. A.; SILVA-MATOS, D. M. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: Vegetation and microclimate at edges in the Brazilian cerrado. **Plant Ecology**, v. 214, n. 11, p. 1345–1359, 2013.

ENGEL, V. L. .; PARROTA, J. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. . et al. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1ª Edição ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 01–26.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 2003, p. 487–515, 2003.

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On Biomass and Trophic Structure of the Central Amazonian Rain Forest Ecosystem. **Biotropica**, v. 5, n. 1, p. 2–14, 1973.

GANDOLFI, S.; BELLOTO, A.; RODRIGUES, R. R. INSERÇÃO DO CONCEITO DE GRUPOS FUNCIONAIS NA RESTAURAÇÃO, BASEADA NO CONHECIMENTO DA BIOLOGIA DAS ESPÉCIES. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. (Eds.). **Pacto pela Restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 66–81.

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

HILTY, J.; LIDICKER JR, W.; MERENLENDER, A. **Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation**. .: Island Press, 2006.

IVES, C. D. et al. The influence of riparian corridor width on ant and plant assemblages in northern Sydney, Australia. **Urban Ecosystems**, v. 14, n. 1, p. 1–16, 10 ago. 2011.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. DE. Biodiversidade e Restauração da Floresta Tropical. In: KAGEYAMA, P. Y. ET AL. (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 27–48.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948.

LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. **Ant ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2010.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 03, p. 434–451, set. 2009.

LEAL, I. R. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. In: LEAL, I. R., TABARELLI M., SILVA, J. M. C. (Ed.). . **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 802p., 2003. p. 435–462.

LOBRY DE BRUYN, L. A. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, n. 1-3, p. 425–441, 1999.

LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154–1165, 2009.

LORD, J.; NORTON, D. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology**, v. 4, n. 2, p. 197–202, 1990.

LOREAU, M. et al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science (New York, N.Y.)**, v. 294, n. 5543, p. 804–8, 2001.

LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem Functioning : v. 804, n. 2001, 2007.

MACNEELY, J. A. et al. **Conserving the World's Biological Diversity**. [s.l.] The World Bank, 1990.

MAJER, J. D. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, n. 4, p. 375–383, 1983.

MAJER, J. D. M.; RABI, G. O.; ISEVAC, L. B. Ants (Hymenoptera : Formicidae) pass the bioindicator scorecard. **Myrmecological News**, v. 10, n. September, p. 69–76, 2007.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viços: Aprenda Fáci, 2011.

METZGER, J. . Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. ET AL [ORGS. . (Ed.). . **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. 1ª Edição ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 49–76.

METZGER, J. P. Tree Functional Group Richness and Landscape Structure in a Brazilian Tropical Fragmented Landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1147–1161, 2000.

METZGER, J. P. O Que É Ecologia De Paisagens ? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1/2, p. 1–9, 2001.

METZGER, J. P. O Código Florestal Tem Base Científica? **Natureza & Conservação**, v. 08, n. 01, p. 92–99, 2010.

METZGER, J. P. et al. Brazilian law: full speed in reverse. **Science (New York, N.Y.)**,

p. 276–277, 2010.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 383–396, ago. 2005.

MORENO-RUEDA, G.; PIZARRO, M. Relative influence of habitats heterogeneity, climate, human disturbance, and special structure on vertebrate species richness in Spain. **Ecological Research**, v. 24, p. 335–344, 2009.

MOUTINHO, P. R. S. Impactos da formação de pastagens sobre a fauna de formigas: consequências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. In: GASCON, C. & MOUTINHO, P. (Eds.). **Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. Manaus: Ministério de Ciência e Tecnologia/Instituto Nacional de Pesquisa Amazônica, 1998. p. 155–170.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62., 1995.

NAVE, A. G. et al. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R.R; ISERNHAGEN, I. .; BRANCALION, P. H. S. (Eds.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: [s.n.]. p. 180–217.

OLIVEIRA, J. J. . et al. Variabilidade espacial de propriedades químicas em um solo salino-sódico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 783–789, 1999.

PEREIRA, J. L. et al. Ants as environmental impact bioindicators from insecticide application on corn. **Sociobiology**, v. 55, n. 1 B, p. 153–164, 2010.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In: LACH, L.; PARR, C. L. .; ABBOTT, K. L. (Eds.). **Ant Ecology**. New York: Oxford University Press, 2010. p. 137–156.

RIBEIRO, M. et al. A restauração da Mata Atlântica apoiada em sistemas de informações geográficas. In: PAESE, A. et al. (Eds.). **In Conservação da Biodiversidade com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p. 40–68.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

RIES, L.; SISK, T. D. A Predictive Model of Edge Effects. **Ecology**, v. 85, n. 11, p. 2917–2926, 2004.

RIGINOS, C. Grass competition suppresses savanna tree growth across multiple demographic stages. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 335–340, 2009.

RODRIGUES, R. R. .; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ªed. ed. São Paulo: FAPESP, 2001.

RUDORFF, B. F. T. et al. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol

Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 4, n. 2, p. 2010, 2010.

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

SANTOS-FILHO, M.; SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. Edge effects and matrix use by small mammals community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso – Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 703–710, 2008.

SER(SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL - SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP). **The SER international primer on ecological restoration**. Disponível em: <<<http://www.ser.org>>>. Acesso em: 3 jul. 2014.

SILVA, J. A. A.; NOBRE, A. D.; MANZATTO, C. V.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; SKORUPA, L. A.; NOBRE, C. A.; AHRENS, S.; MAY, P. H.; SÁ, T. D. A.; CUNHA, M. C.; RECH FILHO, E. L. **O CÓDIGO FLORESTAL E A CIÊNCIA Contribuições Para o Diálogo**. São Paulo. 2011, 124p.

SILVESTRE, R.; BRANDÃO, C. R. F.; ROSA, R. Grupos funcionales de hormigas : el caso de los gremios del Cerrado. In: F. FERNÁNDEZ (Ed.). **Introduccion a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto Humboldt, 2003. p. 113–148.

SUAREZ, A. V.; BOLGER, D. T.; CASE, T. J. Effects of Fragmentation and Invasion on Native Ant Communities in Coastal Southern California Author. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2041–2056, 2016.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. S. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto do Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, p. 47–60, 1997.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TAYLOR, P. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TISCHENDORF, L.; WISSEL, C. Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. **Oikos**, v. 79, n. 3, p. 603–611, 1997.

TUNDISI, J. G. .; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–76, 2010.

UNDERWOOD, E. C. .; FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 166–182, 2006.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity & Conservation**, v. 8, n. 3, p. 409–420, 1999.

8 Apêndice

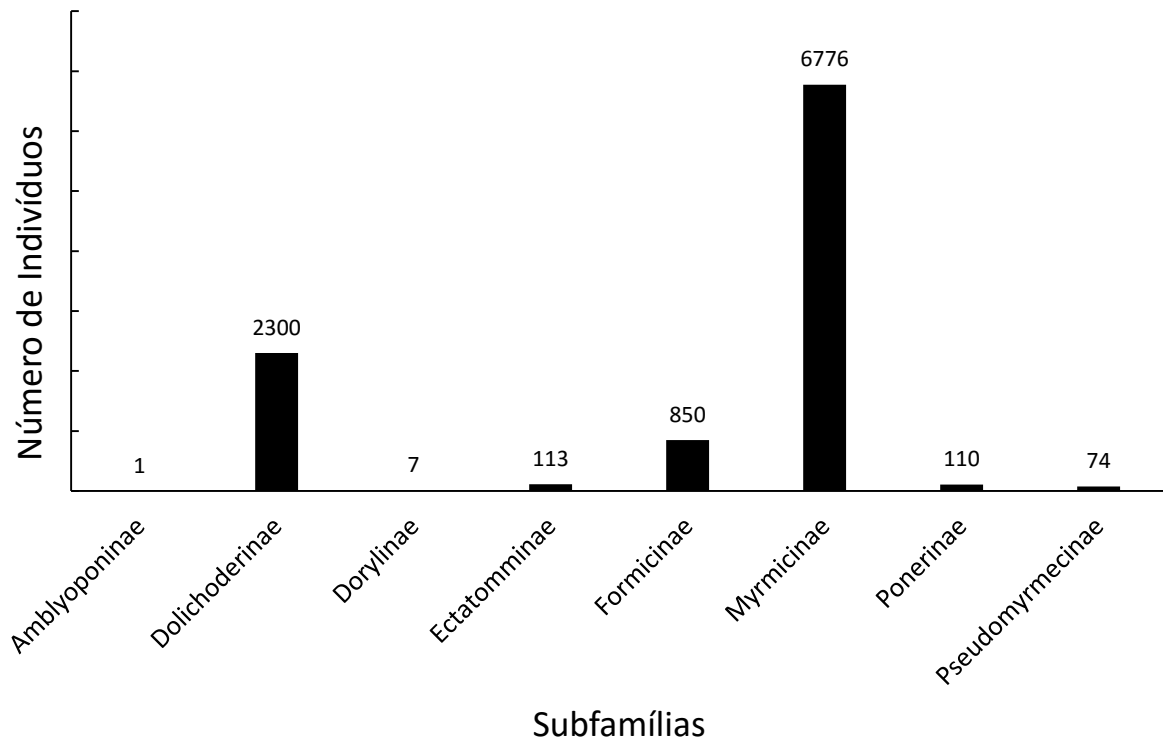


Figura 9: Quantidade de formigas coletadas em relação à subfamília

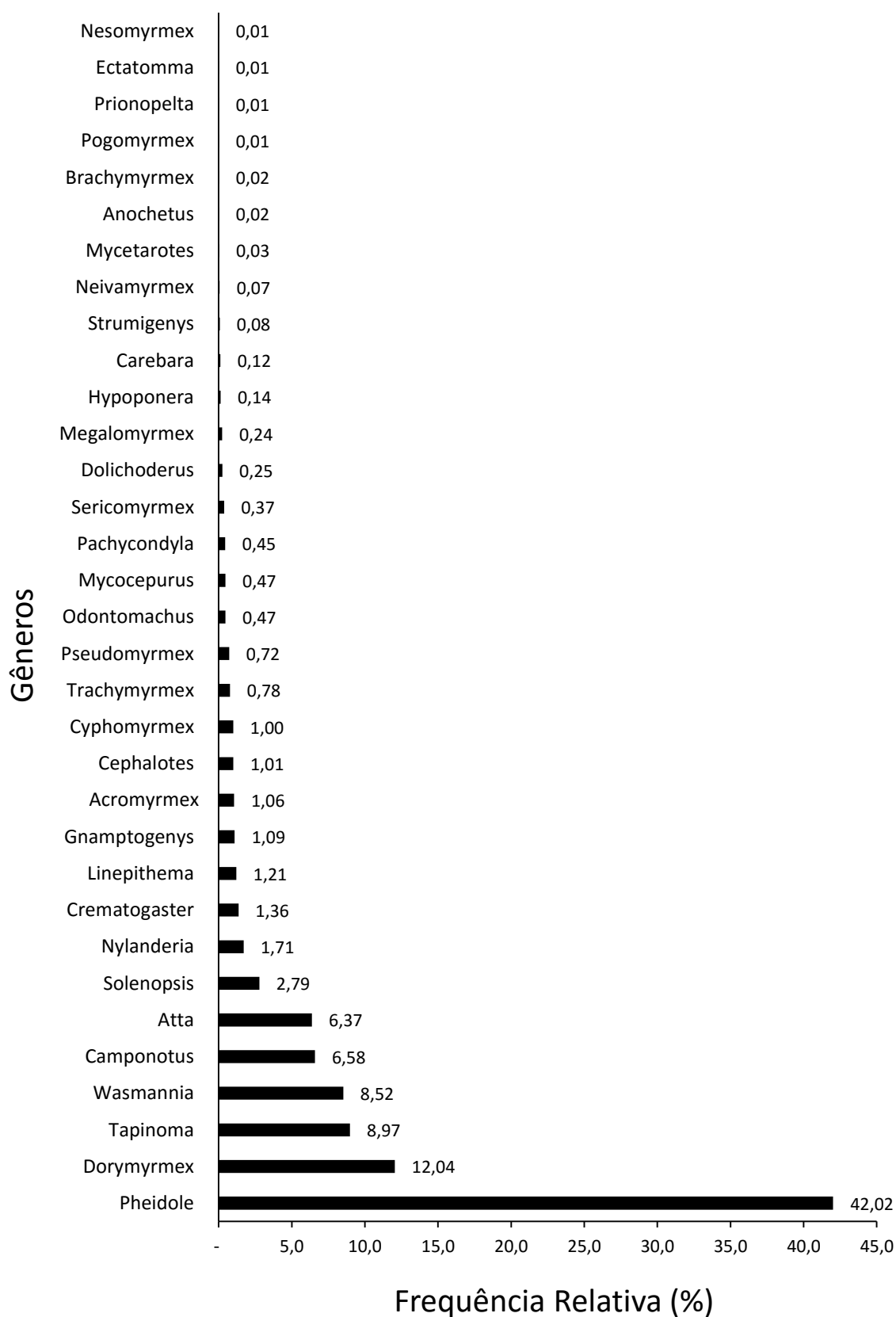


Figura 10: Frequência relativa dos gêneros de formigas coletados nas 15 áreas amostrais.

Marco Aurélio de Ferreira Martins de Oliveira

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Co-orientador: Felipe Martello Ribeiro