

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO**  
**EM BIOLOGIA ANIMAL**

**DISSERTAÇÃO**

**O USO DE ARTRÓPODES TERRESTRES NA AVALIAÇÃO DE ÁREAS  
EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

**MARIANA SAMPAIO DO NASCIMENTO**

**2019**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**CURSO DE PÓS GRADUÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**O USO DE ARTRÓPODES TERRESTRES NA AVALIAÇÃO DE ÁREAS  
EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

**MARIANA SAMPAIO DO NASCIMENTO**

*Sob a orientação do professor*

**Jarbas Marçal de Queiroz**

*Sob a co-orientação do professor*

**Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S244u Sampaio do Nascimento, Mariana, 1994-  
O USO DE ARTRÓPODES TERRESTRES NA AVALIAÇÃO DE  
ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA / Mariana  
Sampaio do Nascimento. - 2019.  
65 f.

Orientador: Jarbas Marçal de Queiroz.  
Coorientador: Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero.  
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal  
Rural do Rio de Janeiro, Pós Graduação em Biologia  
Animal, 2019.

1. Formigas como indicadoras ambientais. I. Marçal  
de Queiroz, Jarbas, 1968-, orient. II. Boelsums  
Barreto Sansevero, Jerônimo, -, coorient. III  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Pós  
Graduação em Biologia Animal. IV. Título.

"O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de  
Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001"

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**

**CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**MARIANA SAMPAIO DO NASCIMENTO**

Dissertação/Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

DISSERTAÇÃO (TESE) APROVADA EM 15/03/2019.

---

Prof. Jarbas Marçal de Queiroz. Dr. (UFRRJ)  
(Orientador)

---

Pesq. Luiz Fernando Duarte de Moraes. Dr.. (EMBRAPA)

---

Prof. Jayme Magalhães Santangelo. Dr.. (UFRRJ)

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente ao meu marido por todo apoio ao longo da minha vida acadêmica, em momentos de estresse, tristeza e muita dificuldade foi o abraço dele que me fez acreditar que eu conseguiria. Amo-te meu amor e sei que junto de mim você também está se formando em Biologia Animal.

Agradeço ao meu filho que decidiu chegar ao meio do meu mestrado para tornar mais ainda esse momento inesquecível.

Agradeço muito ao meu orientador Jarbas Marçal de Queiroz por todo o ensinamento, paciência e persistência em engrandecer a minha caminhada. Ao meu co-orientador Jerônimo Sansevero por fazer eu me apaixonar finalmente pelas plantas, além de me mostrar o mundo da meta análise com muito carinho e alegria.

A equipe do laboratório Restauração Ecológica e Ecologia Funcional, Fernanda Cunha e Lohana Lopes, minha equipe fiel de campo. Obrigada de coração. Ao Adilson pelas dicas de campo além de animar o dia com suas histórias.

Ao meu amigo Rodrigo Filardi, por estar junto da elaboração dessa dissertação do início ao fim, sempre que eu precisava ele estava ali para fazer uma análise no R.

Agradeço a toda equipe da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) que autorizaram o trabalho na reserva e foram importantes facilitadores da etapa de coleta de dados.

Agradeço ao PPGBA, na representação da UFRRJ, pelo apoio institucional em todas as etapas da minha formação como Mestre em Biologia Animal e à Fundação CAPES pelo financiamento com a bolsa de mestrado que foi de muita valia para o bom andamento de todo este processo.

Meus agradecimentos também são ao professor Rodrigo M. Feitosa e sua equipe do Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas (Feitosa Lab) - UFPR, pois possibilitaram a identificação das espécies de formigas que compuseram meu trabalho, além de me recepcionarem muito bem durante o tempo em que lá estive.

A minha mãe Sandra Maria por sempre ter me apoiado acima de tudo, não importava qual escolha eu tomava ela sempre estava ali. Muito obrigada, agora eu sei o como é lindo o amor de uma mãe.

## RESUMO GERAL

NASCIMENTO, Mariana Sampaio. **O Uso de Artrópodes Terrestres na Avaliação de Áreas em Processo de Restauração Ecológica.** 2019. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

O uso de medidas indicadoras para avaliar o sucesso de processos de restauração ecológica é essencial para o monitoramento de objetivos ambiciosos propostos pela restauração global (por exemplo, *Bonn Challenge* e *New York Declaration on Forests*). Entre os artrópodes, as formigas têm uma longa história de uso em monitoramento ambiental. Formigas compõem uma grande proporção da biomassa terrestre e desempenham várias funções importantes para o funcionamento dos ecossistemas. Nós analisamos trabalhos publicados e através de uma meta-análise verificamos como as medidas de riqueza e composição de espécies e grupos funcionais de formigas indicavam o sucesso no processo de restauração em escala global. Além disso, verificamos a influência do tipo de ecossistema, técnica de restauração e uso passado da terra sobre a restauração medida pelos indicadores da comunidade de formigas. Um outro objetivo deste trabalho foi analisar em escala local os efeitos de espécies arbóreas, utilizadas para a restauração de terras degradadas em uma região de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, sobre a comunidade de formigas e outros artrópodes. Neste caso, amostramos as formigas e outros artrópodes da serapilheira de quatro espécies de árvores frequentemente usadas em reflorestamentos na região. No primeiro estudo, verificamos que a recuperação da diversidade de formigas foi mais rápida em ecossistemas tropicais do que em temperados. O restabelecimento de grupos funcionais de formigas ocorreu mais rapidamente do que a riqueza de espécies. Tendências na composição de espécies e grupos funcionais foram menos previsíveis do que na riqueza de espécies e grupos funcionais. No segundo estudo não encontramos efeitos significativos da identidade das árvores sobre a comunidade de formigas, mas alguns grupos de artrópodes foram influenciados. Collembola e Diplopoda, por exemplo, foram mais abundantes na serapilheira de árvores leguminosas. Os padrões encontrados devem ser mais investigados para o desenvolvimento de protocolos de monitoramento, envolvendo artrópodes, em processos de restauração ecológica.

Palavra chave: Formicidae; Restauração; Monitoramento.

## GENERAL ABSTRACT

NASCIMENTO, Mariana Sampaio. **The Use of Terrestrial Arthropods in the Evaluation of Areas in the Process of Ecological Restoration.** 2019. Dissertation (Master's Degree in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

The use of indicator measures to evaluate the success of ecological restoration processes is essential for monitoring the ambitious goals proposed by the global restoration (eg Bonn Challenge and New York Declaration on Forests). Among the arthropods, ants have a long history of use in environmental monitoring. Ants make up a large proportion of terrestrial biomass and play a number of important functions for the functioning of ecosystems. We analyzed published works and through a meta-analysis we verified how the measures of richness and composition of species and functional groups of ants indicated the success in the process of restoration on a global scale. In addition, we verified the influence of ecosystem type, restoration technique and past land use on the restoration as measured by the ant community indicators. Another objective of this work was to analyze on a local scale the effects of tree species, used for the restoration of degraded lands in a region of Atlantic Forest in the State of Rio de Janeiro, on the community of ants and other arthropods. In this case, we sampled the ants and other arthropods from the litter of 4 tree species frequently used in reforestation in the region. In the first study, we verified that the recovery of ant diversity was faster in tropical than in temperate ecosystems. Restoration of ant functional groups occurred faster than species richness. Trends in species composition and functional groups were less predictable than in species richness and functional groups. In the second study we did not find significant effects of the tree species on the ant community, but some groups of arthropods were influenced.

Keyword: Formicidae, Restoration, Monitoring

## Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL .....	9
CAPÍTULO I.....	11
O QUE AS FORMIGAS PODEM NOS DIZER SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA? UMA META ANÁLISE GLOBAL .....	11
RESUMO .....	12
ABSTRACT.....	13
2.1 INTRODUÇÃO.....	14
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	17
2.2.1 Coleta de dados .....	17
2.2.2 Análise de dados .....	18
2.3 RESULTADOS .....	20
2.4 DISCUSSÃO .....	24
2.5 CONCLUSÃO.....	28
3 CAPÍTULO II .....	29
EFEITOS DAS ESPÉCIES E GRUPOS FUNCIONAIS DE ÁRVORES NAS ASSEMBLÉIAS DE ARTRÓPODES DA SERAPILHEIRA EM ÁREA RESTAURADA NA MATA ATLÂNTICA .....	29
RESUMO .....	30
ABSTRACT.....	31
3.1 INTRODUÇÃO.....	32
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	34
3.2.1 Área de Estudo .....	34
3.2.2 Seleção das árvores.....	35
3.2.3 Coleta de dados das árvores e serapilheira .....	36
3.2.4 Coleta e identificação dos organismos.....	37
3.2.5 Análises de dados .....	38
3.3 RESULTADOS .....	39
3.3.1 Riqueza e Composição de Formigas .....	39
3.3.2 Outros artrópodes.....	43
3.3.3 Relação das formigas e artrópodes com as características das árvores.....	49
3.4. DISCUSSÃO .....	50
3.5 CONCLUSÃO .....	54
4 CONCLUSÃO GERAL .....	55
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	56
ANEXO .....	63

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A degradação ambiental pode ser considerada um fruto histórico da ação humana, sendo de responsabilidade do homem a realização de medidas efetivas para uma possível reversão dessa situação (AMADOR, 2003). A restauração de áreas degradadas vem se consolidando como uma importante estratégia de adequação ambiental, tornando-se de suma importância na conservação da biodiversidade local e regional (BEDUSCHI, 2003).

A restauração ecológica tem como principal objetivo reverter o quadro de degradação, levando ao aumento da resiliência da biodiversidade e restauração dos serviços ecossistêmicos dos ambientes impactados (WORTLEY et al., 2013). A estratégia de restauração de recursos naturais já vem sendo utilizada no mundo todo, porém ainda não há muita certeza de quais programas são realmente efetivos (SUDING, 2011). Portanto, é essencial estimular o desenvolvimento de indicadores que possam medir a eficácia da restauração ao longo do tempo.

Os artrópodes do solo são organismos fundamentais na manutenção da teia alimentar marrom, participando da ciclagem de nutrientes presentes na serapilheira (KASPARY & YANOVIK, 2009). Esse processo é essencial para florestas tropicais, cujo solo possui poucos nutrientes e elevada acidez (TONHASCA JR, 2005). Muitos estudos enfatizam a importância de acompanhar os parâmetros das comunidades desses organismos como uma forma de monitoramento ambiental (ANDERSEN & MAJER, 2004; UNDERWOOD & FISHER, 2006; MCGEOCH, 1998; CROUZEILLES, 2017). Na Austrália, relacionar riqueza e composição de espécies de animais com a diversidade de plantas para avaliar o grau de recuperação ambiental de áreas degradadas já é uma medida muito comum (ANDERSEN & MAJER, 2004). A forma de avaliar a eficiência de um grupo como bioindicador (especialmente indicadores ecológicos, no sentido mais amplo; MCGEOCH, 1998) está relacionada a influência que a comunidade destes exerce no desenvolvimento da restauração, assim vários parâmetros são analisados, como abundância, riqueza, e composição e de grupos taxonômicos e/ou funcionais (MAJER 1983). Estudos sugerem que utilizar artrópodes como bioindicadores é uma ferramenta muito eficiente (MAJER 1996; MCGEOCH 1998), por serem animais muito abundantes, estarem presentes em ambientes variados e fáceis de serem amostrados (ANDERSEN & MAJER 2004;

UNDERWOOD & FISHER 2006; KREMEN et al., 1993 ). Essa eficiência se aplica tanto em áreas de impactos de curto prazo ou até mesmo áreas de grandes impactos, como mineração (por exemplo, MCGEOCH, 1998; PARMESAN et al., 1999; BISEVAC & MAJER, 1999; YORK, 2000).

Este trabalho é composto por dois estudos independentes, com objetivos similares, de avaliação de alguns indicadores das comunidades de artrópodes que vivem na serapilheira de ecossistemas em restauração, nas escalas global e local. No primeiro estudo, trabalhos publicados foram analisados através de uma meta-análise para verificar como as medidas de riqueza e composição de espécies e grupos funcionais de formigas indicam o sucesso no processo de restauração em escala global. Além disso, verificou-se a influência do tipo de ecossistema, técnica de restauração e uso passado da terra sobre a restauração, medida pelos indicadores da comunidade de formigas. O segundo estudo, em escala local, testou os efeitos de espécies arbóreas, utilizadas para a restauração de terras degradadas em uma região de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, sobre a comunidade de formigas e outros artrópodes. Neste caso, as formigas e outros artrópodes da serapilheira foram amostrados em quatro espécies arbóreas frequentemente usadas em reflorestamentos na região.

## CAPÍTULO I

### O QUE AS FORMIGAS PODEM NOS DIZER SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA? UMA META ANÁLISE GLOBAL\*

\*Trabalho publicado em versão inglês em *Ecological Indicators*, 102: 593-598. 2019.

## RESUMO

A elaboração de medidas eficientes para monitorar o sucesso de restauração é essencial alcançar os objetivos ambiciosos propostos pela restauração global (por exemplo, Bonn Challenge; New York Declaration on Forests). Revisões sistemáticas com meta-análises são uma boa maneira de avaliar o desempenho de diferentes organismos no monitoramento da restauração ecológica. Entre os artrópodes, as formigas têm uma longa história em monitoramento ambiental. Nós compilamos um conjunto de dados e realizamos uma meta-análise global abrangendo estudos conduzidos em diferentes ecossistemas ao redor do mundo para investigar se a riqueza e a composição de espécies ou grupos funcionais (GF) de comunidades de formigas podem ser previstas durante o processo de restauração. Além disso, nosso objetivo foi entender a influência da técnica de restauração (regeneração natural ou restauração ativa), tipo de ecossistema (temperado ou tropical) e uso passado da terra (mineração ou pastagem) em comunidades de formigas em áreas em processo de restauração. Não obstante as condições variadas em que os estudos foram realizados, nossa meta análise mostrou que o restabelecimento da GF da formiga ocorre mais rapidamente do que a riqueza de espécies. A recuperação da diversidade de formigas é mais rápida em ecossistemas tropicais e áreas sob regeneração natural podem ter maior diversidade de formigas do que as áreas de referência. Em ecossistemas temperados, áreas mineradas em restauração são menos propensas a recuperar o número de espécies do que a riqueza de GF. A composição de espécies e GF foi menos previsível em nossa meta-análise. À medida que a publicação de novos conjuntos de dados está aumentando, esperamos que análises futuras possam se basear no presente estudo para descrever e compreender melhor os padrões de comunidades de formigas a serem usados como indicadores de restauração de ecossistemas.

**Palavra chave:** Formicidade, Índice de resposta, Índice de similaridade.

## ABSTRACT

The development of easily observable measures of restoration success is essential for monitoring of the ambitious proposed global restoration targets (e.g. Bonn Challenge; New York Declaration on Forests). Systematic reviews with meta-analyses are a good way to evaluate the performance of different organisms in the monitoring of ecological restoration. Among the arthropods, ants have a long history in environmental monitoring. We compiled a data set and performed a global meta-analysis encompassing studies conducted in different ecosystems around the world to investigate whether richness and composition of species or functional groups (FG) of ant communities can be predicted during the restoration process. Moreover, we aimed to understand the influence of restoration technique (natural regeneration or active restoration), ecosystem type (temperate or tropical), and past land use (mining or pasture) on ant communities in areas undergoing restoration processes. Notwithstanding the varied conditions in which the studies were carried out, our meta-analysis showed that reestablishment of ant FG takes place more quickly than species richness. The recovery of ant diversity is faster in tropical ecosystems and areas under natural regeneration can have higher ant diversity than the reference areas. In temperate ecosystems, mined areas under restoration are less likely to recover the number of species than FG richness. Species and FG composition was less predictable in our meta-analysis. As the publication of new datasets is increasing, we hope that future meta-analyses can build on the present study to further describe and understand the patterns in ant communities to be used as indicators of ecosystem restoration.

**Key-words:** Formicidae, response ratio, similarity index,.

## 2.1 INTRODUÇÃO

Ecologistas estão especialmente preocupados com a perda da biodiversidade e funções dos ecossistemas (LALIBERTÉ et al., 2010). A aquisição de recursos naturais para as necessidades humanas levou à degradação dos ecossistemas em todo o mundo (FOLEY et al., 2005; ELLIS et al., 2010). A batalha para proteger a natureza deve ser travada em duas frentes: uma é diminuir o ritmo de degradação e a outra é restaurar ecossistemas degradados usando uma série de iniciativas de restauração (BANKS-LEITE et al., 2014). A restauração de terras degradadas visa emular a estrutura, função, diversidade e dinâmica histórica dos ecossistemas (ARONSON et al., 1993). Existem duas abordagens de restaurar áreas degradadas: restauração ativa ou regeneração natural (HOLL & AIDE, 2011). A restauração ativa é frequentemente usada em casos de impactos severos, como aqueles que causam a destruição completa da vegetação e a camada de solo fértil (MELI et al., 2017). Em tais casos, a intervenção humana é necessária para que os ecossistemas recuperem sua funcionalidade. Regeneração natural é quando o processo é passivo, com intervenção humana mínima (CROUZEILLES et al., 2016; 2017).

Na década de 1990, a ecologia de restauração estava progredindo sem uma teoria ou princípios gerais, mas Hobbs e Norton (1996) consideraram que o desenvolvimento de medidas facilmente observáveis do sucesso é essencial para a integração bem sucedida de estudos de restauração na gestão de terra. Assim, os bioindicadores começaram a ser usados para fornecer informações sobre condições ambientais (MCGEOCH, 1998). A escolha de organismos e métricas a serem usadas como indicadores pode ser baseado em estudos que demonstraram o sucesso do desempenho de indicadores particulares (SIDDIG et al., 2016). Abundância e riqueza de espécies são as medidas ecológicas mais utilizadas para avaliar o sucesso de recuperação da biodiversidade (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; CROUZEILLES et al., 2017; MELI et al., 2017). O uso de tais métricas pode ser influenciado pelo tempo desde o início da restauração, tipo de ecossistema, o uso passado da terra, técnicas de manejo e tipo de organismo, todos podendo interagir com a resposta da biodiversidade ao processo de restauração (MELI et al., 2014; CROUZEILLES et al., 2016).

Os artrópodes terrestres foram testados para monitoramento ambiental porque são abundantes, diversificados, facilmente amostrados e sensíveis a mudanças ambientais

(MAJER, 1983; KREMEN et al., 1993). A diversidade de alguns grupos de artrópodes está correlacionada com a diversidade de outros grupos de organismos, portando são potencialmente úteis como indicadores da biodiversidade (LEAL et al., 2010; LOUZADA et al., 2010). Eles também têm papéis funcionais importantes nos ecossistemas, estando envolvidos na decomposição da serrapilheira e ciclagem de nutrientes (KREMEN et al., 1993). Entre os artrópodes, as formigas possuem uma longa história em monitoramento ambiental (MAJER, 1989) e alguns estudos já mostraram que mudanças nas assembleias de formigas refletem mudanças ecológicas mais amplas (e.g. ANDERSEN & MAJER, 2004). Uma importante vantagem do uso de formigas como indicadores ambientais é que são coloniais, relativamente estacionárias e menos sazonais, ao contrário de organismos que podem ser encontrados em um lugar, mas estão apenas de passagem (por exemplo, aves) (DUNN, 2004). Na Austrália, o uso de formigas como bioindicadores na reabilitação de minas já é datado desde década de 1970 (ANDERSEN & MAJER, 2004). No entanto, uma recente meta análise global mostrou que apenas 29% dos estudos que abordaram o sucesso da restauração, incluem comunidades de invertebrados como indicadores (CROUZEILLES et al., 2016).

Revisões sistemáticas combinadas com meta-análises são uma boa maneira de avaliar o desempenho de diferentes organismos no monitoramento da restauração ecológica (CROUZEILLES et al., 2016; 2017). Uma meta-análise é um método estatístico para sintetizar os dados obtidos de uma série de estudos que fornece uma estrutura transparente, objetiva e replicável para discussão (BORENSTEIN et al., 2009). Como há um número crescente de estudos utilizando formigas como espécie indicadora (ANDERSEN & MAJER, 2004; UNDERWOOD & FISHER, 2006; RIBAS et al., 2012), pode-se sintetizar os resultados para identificar padrões na relação entre parâmetros de assembleias de formigas e restauração de ecossistemas. Uma abordagem usada em estudos anteriores é monitorar as assembleias de formigas ao longo da cronossequências de áreas degradadas em processo de restauração para comparação com áreas de referência (ANDERSEN & MAJER, 2004). Estudos anteriores sobre o uso de formigas em monitoramento ambiental adotaram diferentes abordagens (por exemplo, UNDERWOOD & FISHER, 2006; RIBAS et al., 2012). Dunn (2004), usando uma meta-análise, descobriu que a riqueza de formigas recuperou mais rapidamente que a composição de espécies. Embora ele não tenha controlado o uso passado da terra, Dunn sugeriu que a variação na riqueza e composição das espécies poderia ser atribuída ao histórico do uso da terra. Em nosso estudo, abordamos as seguintes questões: 1) A estrutura das

comunidades de formigas pode ser prevista durante o processo de restauração? e 2) Como o tipo de ecossistema (temperado ou tropical), técnica de restauração (regeneração natural ou restauração ativa) e uso passado de terra (mineração ou pastagem) afetam a comunidade de áreas em restauração? Nós compilamos um conjunto de dados e executamos meta-análises abrangendo estudos realizados em diferentes ecossistemas ao redor do mundo a fim de investigar essas questões.

Temos como hipótese: 1) A riqueza e composição de espécies e grupos funcionais de formigas aumentam ao longo do tempo de restauração. 2) A riqueza e composição de espécies e grupos funcionais de formigas aumentam mais rapidamente em áreas de ecossistema tropical, de restauração ativa e de uso passado pastagem.

## 2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.2.1 Coleta de dados

Nossa pesquisa bibliográfica incluiu todos os estudos que mediram parâmetros da comunidade de formigas em áreas sob regeneração natural ou restauração ativa (por exemplo, plantação de árvores, semeadura, nucleação) (sensu HOLL & AIDE, 2011). A pesquisa foi realizada usando as seguintes palavras-chave combinadas com formigas: “ecologia da restauração” (“restoration ecology”), “recuperação da floresta” (“forest recovery”), “florestamento” (“afforestation”), “sucessão” (“succession”), “cronossequência” (“chronosequence”), “reflorestamento” (“reforestation”), “bioindicadores” e “restauração” (“bioindicators” and “restoration”), “bioindicadores” e “sucessão” (“bioindicators” and “succession”) e “bioindicadores” e “plantação” (“bioindicators” and “plantation”). Esta pesquisa foi realizada entre março e maio de 2016 usando o Scopus e o ISI Web sites da Web do Conhecimento. Esse processo gerou 470 publicações, que foram analisadas para ver se elas eram apropriadas aos nossos objetivos. Nós escolhemos apenas artigos com pelo menos duas idades de restauração, onde um local representa uma área ainda em restauração e o outro um ecossistema de referência. Ecossistema de referência foi proposto por White e Walker (1997) como ferramenta para definir metas de restauração. Ecossistemas de referência representam fatores bióticos e condição abiótica de uma determinada comunidade antes da perturbação. Portanto, os indicadores dos ecossistemas de referência podem ser entendidos como alvos para a restauração. Depois de aplicar esses filtros, 32 publicações, abrangendo 307 comparações entre a técnica de restauração (regeneração natural ou restauração ativa), tipo de ecossistema (temperado ou tropical) e uso de terra passado (mineração ou pastagem) foram incluídos na meta-análise. Os tipos de impactos foram divididos em cinco grupos (mineração, agricultura, extração de madeira, pastagem e fogo), no entanto, analisamos apenas os grupos com pelo menos 9 comparações (seguindo o valor mais próximo da mediana dos dados) para cada tipo de ecossistema. Cada referência pode compreender diferentes números de comparações de comunidades ou áreas, o que significa um cálculo de taxa de resposta variável. Por exemplo, dado um artigo selecionado que descreve as comunidades de formigas em três áreas (Restauração A, Restauração B e ecossistema de referência), teremos uma

relação de dois para um (Restauração A comparando com Referência e Restauração B comparando com referência). Portanto, quanto mais áreas de restauração, mais comparações obteremos para cada estudo. A Figura 1 mostra a distribuição geográfica dos estudos em todo o mundo. Para cada artigo nós também extraímos informações sobre a idade de restauração, a técnica de amostragem usada para coletar formigas e os parâmetros da comunidade de formigas (riqueza e composição das espécies).

Nós realizamos meta-análises da resposta da riqueza e composição de espécies e grupos funcionais de formigas durante a regeneração (restauração passiva) ou restauração ativa (por exemplo, plantação de árvores) para estudos em ecossistemas tropicais ou temperados; nós também comparamos a resposta das comunidades de formigas em casos com uso de terra passado diferente (por exemplo, mineração ou pastagens). As espécies de formigas foram designadas a grupos funcionais, segundo Andersen (2000; 2010), Brandão et al. (2012) e Chen et al. (2015). Projetos de restauração com menos de 5 anos de idade não foram considerados para as meta análises, pois essas áreas ainda não possuem vegetação com desenvolvimento suficiente (ver Guariguata e Ostertag, 2001; Ruiz-Jaen e Aide, 2005).

### **2.2.2 Análise de dados**

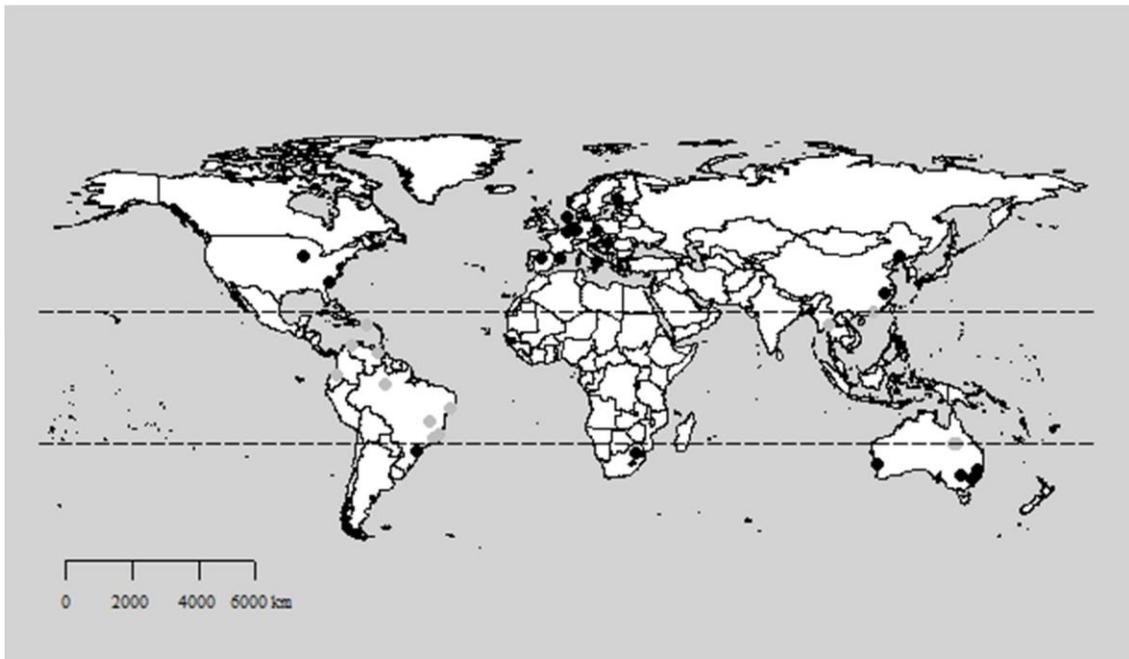
Usamos a taxa de resposta (Borenstein et al., 2009) para avaliar a eficácia da restauração no aumento da riqueza de espécies de formigas ou no número de grupos funcionais. Esse método tem sido usado em várias meta análises globais (ver BENAYAS et al., 2009; CROUZEILLES et al., 2016; MELI et al., 2017). No nosso caso, a taxa de resposta foi igual ao logaritmo natural ( $\ln$ ) da riqueza média de espécies ou grupos funcionais em áreas restauradas divididas pelo  $\ln$  da riqueza média de espécies ou grupo funcional em áreas de referência ( $\ln(x/y)$ ). Os ecossistemas de referência foram aquelas áreas sem impacto antropogênico ou ecossistemas de crescimento antigo (ver WHITE & WALKER, 1997).

A taxa de resposta varia entre valores negativos e positivos. Usando a riqueza de espécies como exemplo de atributo comunitário, valores negativos indicam que a riqueza de espécies em áreas de referência é maior do que nas áreas restauradas, enquanto valores positivos indicam que as áreas restauradas têm maior riqueza de espécies em comparação com áreas de referência. Resultados próximos de zero indicam que as áreas restauradas possuem

riqueza de espécies ou grupos semelhantes às áreas de referência. Diferenças estatísticas entre as áreas de restauração e referência foram testadas usando o teste de Wilcoxon. A ausência de diferença estatística significativa (isto é, as razões de resposta para a riqueza de espécies não são estatisticamente diferente de zero) indica que as áreas sob restauração são similares as áreas de referência. O índice de similaridade de Jaccard foi utilizado para mensurar a similaridade da composição de espécies ou grupos funcionais entre a área em restauração e a área de referência. Finalmente, também usamos a correlação de Spearman para determinar se houve correlação entre a razão de respostas e índice de similaridade de Jaccard com o tempo desde o início da restauração. Análises estatísticas e gráficas foram realizadas utilizando o software estatístico R (v. 3.3.1) (R Development Core Team, 2016).

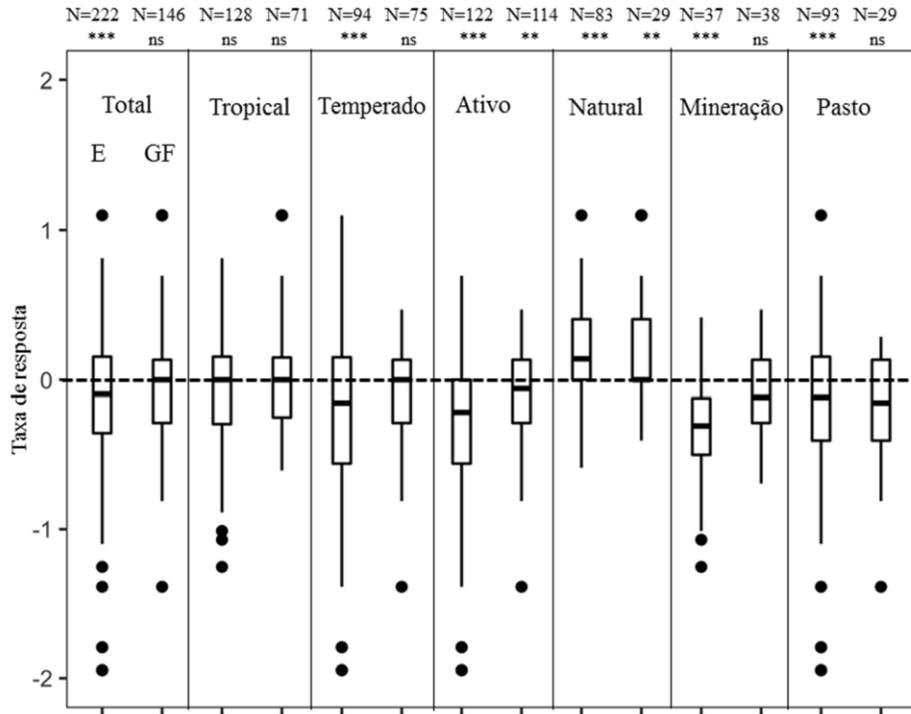
## 2.3 RESULTADOS

Descobrimos que a maioria dos estudos selecionados de resposta da comunidade de formigas a processos de restauração em ecossistemas degradados foram realizados no Brasil (26%), Europa (24%, incluindo Bélgica, Alemanha, Hungria, Itália, Finlândia, Espanha e Noruega), e Austrália (19%) (Figura1). Estudos realizados em ecossistemas tropicais e temperados corresponderam a 51,7% e 48,3% dos artigos selecionados, respectivamente. A principal técnica de amostragem usada para coletar formigas foram armadilhas de queda (79,3% dos artigos), seguido de amostragem manual com iscas e extração de Winkler (27,6% e 17,2% dos artigos, respectivamente). Os parâmetros mais frequentes avaliados nos estudos foram riqueza de espécies (95%), composição de espécies (50%), riqueza e composição de grupos funcionais (30%), abundância (21%) e índices de diversidade (20%).



**Figura1** Distribuição geográfica de estudos em todo o mundo. Cinza para tropical e preto para ecossistemas temperados.

Em geral, encontramos um padrão que a riqueza de espécies em áreas sob restauração foi menor do que nas áreas de referência, o que significa que as áreas de restauração tiveram menos espécies do que os ecossistemas de referência. Por outro lado, o número de grupos funcionais foi estatisticamente semelhante entre as áreas em restauração e áreas de referência. Isso significa que as áreas de restauração foram capazes de recuperar o número de grupos funcionais de formigas (Figura 2).



**Figura 2** Taxa de resposta, para riqueza de espécies (E) e grupo funcional (GF), entre áreas restauradas e de referência para tipos de ecossistemas agrupados (todos os dados), restauração técnicas e uso passado da terra. A taxa de resposta foi calculada usando  $\ln$  (restaurado / referência). Significância estatística foi testada usando Wilcoxon Signed Rank testes. \*\*\*  $P < 0,001$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; ns:  $P > 0,05$ ). Linhas horizontais sólidas nas caixas representam as medianas, as extensões das caixas representam as menores e maiores observações não-discrepantes, pontos representam os dados extremos. Nós plotamos medianas porque temos dados mistos, alguns sendo normalmente distribuído e outros não.

Para restauração ativa, encontramos uma relação positiva significativa entre a razão de resposta para a riqueza de espécies de formigas e o tempo decorrido desde o início da restauração dos ecossistemas tropicais e temperado (Tabela 1). Para a regeneração natural, as

correlações entre taxa de resposta e idade de restauração não foram significativas para ambos os tipos de ecossistemas. Quando as mesmas comparações foram feitas, mas usando a riqueza de grupos funcionais, nenhuma das tendências foi estatisticamente significativa (Tabela 1).

Encontramos uma correlação significativamente positiva para a riqueza de espécies ao longo do tempo em ecossistemas tropicais, mas não no temperado, quando as áreas eram perturbadas pela mineração. A razão de resposta para grupos funcionais de formigas aumentaram significativamente ao longo do tempo para ambos os ecossistemas e tipo de perturbação (Tabela 1). Para aquelas áreas anteriormente utilizadas como pastagens, a taxa de resposta de riqueza de espécies de ambos os climas temperado e tropical tiveram uma relação positiva com a idade de restauração (Tabela 1).

**Tabela 1** Correlações de Spearman entre a razão de resposta, para espécies (E) e grupos funcionais (GF), e o tempo desde o início da restauração na restauração ativa, regeneração natural, áreas degradadas pela mineração e áreas utilizadas como pastagens para os dois tipos de ecossistemas (temperado ou tropical). Número de comparações entre parênteses.

	Temperado		Tropical	
	E	GF	E	GF
Restauração ativa	<b>0.41***</b> (57)	0.23 (56)	<b>0.49***</b> (65)	<b>0.35 **</b> (58)
Regeneração natural	-0.04 (26)	-0.01 (12)	0.04 (57)	-0.11 (17)
Mineração	0.12 (9)	<b>0.51***</b> (9)	<b>0.63 ***</b> (28)	<b>0.43***</b> (27)
Pasto	<b>0.71 ***</b> (64)	-0.38 (25)	<b>0.51 ***</b> (29)	na

\*\*P<0.01; \*\*\*P<0.001; na – não analisado.

A tendência ao longo do tempo da similaridade de comunidades de espécies ou grupos funcionais entre áreas de restauração e referência foram analisadas separadamente para restauração ativa e regeneração natural. Para restauração ativa, encontramos uma correlação positiva para o ecossistema tropical, mas uma correlação não significativa para ecossistema temperado. Para a regeneração natural, as correlações entre as espécies e idade de restauração foram significativamente positivas para ecossistema temperado e não significativo para o ecossistema tropical. Não houve tendências significativas ao longo do tempo para

similaridade entre áreas em restauração e áreas de referência na composição de grupos funcionais (Tabela 2).

**Tabela 2** Correlações de Spearman (Rs) da similaridade (Índice de Jaccard) das espécies (CE) ou composição de grupos funcionais (CGF), entre áreas de restauração e de referência, e o tempo desde o início da restauração na restauração ativa e regeneração natural. Número de comparações entre parênteses.

	Temperado		Tropical	
	CE	CGF	CE	CGF
Restauração ativa	-0.04 (73)	0.21 9 (63)	<b>0.70 **</b> (16)	0.23 (14)
Regeneração natural	<b>0.28 **</b> (57)	0.32 (13)	-0.14 (73)	0.24 (17)

\*\*P<0.01

## 2.4 DISCUSSÃO

As formigas têm sido usadas como indicadores ecológicos em diferentes partes do mundo, mas especialmente no Brasil, em alguns países europeus e na Austrália. Na Austrália, as formigas são utilizadas no monitoramento ambiental desde a década de 1970 (ANDERSEN & MAJER, 2004) e o procedimento se espalhou para outros países, incluindo o Brasil (RIBAS et al., 2012). Estudos anteriores destacaram o grau de imprevisibilidade na comunidade de formigas ao longo do tempo (por exemplo, CHAZDON et al., 2007), mas nosso estudo demonstra que o desenvolvimento de assembleias de formigas em ecossistemas restaurados pode, em alguns casos, ser previsível. Não obstante as condições variadas em que os estudos foram realizados, nossa meta-análise mostrou que o restabelecimento de grupos funcionais de formigas ocorre mais rapidamente que a riqueza de espécies. Nosso estudo também mostrou que a recuperação da diversidade de formigas é mais rápida em ecossistemas tropicais e que áreas sob regeneração natural podem ter mais diversidade de formigas do que as áreas de referência. Em ecossistemas temperados há uma menor probabilidade de recuperar o número de espécies do que a riqueza de grupos funcionais.

Uma possível limitação de estudos utilizando formigas para avaliar o grau de recuperação refere-se à técnica de amostragem de formigas. Para amostrar formigas, a maioria dos estudos em nossa meta-análise usou armadilhas de queda. Essa tendência também foi destacada em outras avaliações (UNDERWOOD & FISHER, 2006; RIBAS et al., 2012). Armadilhas de queda tem várias vantagens para a amostragem de formigas, como a facilidade de operação e a possibilidade de amostragem contínua durante o dia e noite (ANDERSEN, 1991). No entanto, as armadilhas de queda são mais eficazes em habitats com menor estratificação da vegetação e menos serapilheira, com tendência de capturar mais espécies maiores e mais velozes (LOPES & VASCONCELOS, 2008; VARGAS et al., 2009). As áreas de referência, especialmente em habitats florestais, tendem a ter maior quantidade de serapilheira (CROUZEILLES et al., 2016) e isso pode afetar a amostragem da comunidade. O uso de armadilhas de queda para amostragem de formigas poderia subestimar as diferenças entre as áreas restauradas mais jovens e áreas de referência, fazendo com que a recuperação da riqueza de espécies pareça ser um pouco mais rápida do que realmente é. O protocolo ALL para

amostragem de formigas foi desenvolvido para superar esse problema (AGOSTI & ALONSO, 2000).

Em nossa meta-análise, as áreas de restauração em todo o mundo mostraram frequentemente uma recuperação dos grupos funcionais de formigas, mas não a riqueza de espécies. Andersen (2000) chama a atenção para o fato de que a análise de grupos funcionais traz um inevitável efeito de compensação entre generalidade e precisão. Apesar de Andersen (2000) falar sobre as limitações da abordagem do grupo funcional para comunidades, sugerimos que o funcionamento do ecossistema nessas áreas de restauração poderia estar ameaçado pela presença de grupos funcionais pobres em espécies. A riqueza de espécies é importante para a estabilidade da comunidade (IVES et al. 2000) e grupos funcionais podem desaparecer se as espécies forem extintas devido a flutuações ambientais. Isso pode aplicar-se mais aos ecossistemas temperados do que tropicais, uma vez que este último mostrou recuperação de grupos funcionais e riqueza de espécies.

Quando analisamos a influência da técnica de restauração, encontramos menos espécies e grupos funcionais em áreas de restauração ativa do que nas áreas de referência. A restauração ativa é a técnica de restauração mais usada para restaurar áreas que foram muito severamente impactadas (CROUZEILLES et al., 2017) e frequentemente envolve uso de práticas que possam impactar negativamente as comunidades de formigas. No manejo de plantios para restauração, o preparo do solo e o uso de agroquímicos podem causar redução na riqueza de espécies de formigas; ninhos de formigas são destruídos ou expostos a condições durante o preparo do solo e agroquímicos causam uma redução na quantidade de alimentos para espécies de formigas (LOBRY & BRUYN, 1999). Depois disso, quando o preparo do solo termina e as árvores são plantadas, uma sucessão ecológica pode começar. Esta sucessão traz um aumento contínuo na quantidade de recursos disponíveis para formigas que causará um aumento de riqueza de espécies (RIBAS et al., 2003). Nossos resultados mostraram que a restauração ativa leva mais tempo para recuperar a riqueza de espécies e grupos funcionais e sugerimos que a diversidade da comunidade de formigas nesses casos deve ser mais influenciada pela crescente disponibilidade de recursos (hipótese de recurso).

Por outro lado, a regeneração natural não apenas restaurou a diversidade, mas também mostrou que a riqueza de espécies e grupos funcionais de formigas são superiores às áreas de referência. Isso pode ocorrer não apenas devido à ausência de práticas de manejo que são negativas para formigas, mas também porque algum grau de perturbação pode aumentar a

heterogeneidade espacial, levando a maior diversidade de formigas (GRAHAM et al. 2009). No entanto, não encontramos tendência significativa do aumento da diversidade de formigas ao longo do tempo nas áreas sob regeneração. Uma razão possível seria variações nas áreas devido a descontrolado de alguns fatores (por exemplo, usos anteriores da terra, exceto mineração e pastagem). Além disso, nas áreas sob regeneração natural, interações competitivas podem ser mais importantes na estruturação de comunidades formigas ao longo do tempo. A competição é um dos fatores mais citados que regulam a riqueza de espécies de formigas (CERDA et al., 2013). Sugerimos que o estabelecimento de novas espécies de formigas pode ser mais influenciado por interações competitivas com espécies já presentes. Neste cenário, a riqueza de espécies seria fortemente influenciada pelas interações, sendo os efeitos prioritários os mais importantes (FUKAMI, 2015) (hipótese da competição). Se os efeitos prioritários são importantes, então a tendência ao longo do tempo para a riqueza de espécies em ambientes de restauração natural será menos previsível devido às espécies de formigas dependerem da hierarquia competitiva (VEPSÄLÄINEN & PISARSKI, 1989).

As áreas de mineração e pastagens em restauração recuperaram apenas em termos de número de grupos funcionais. No entanto, análises de correlação sugerem que a riqueza de espécies pode ser restaurada em ecossistemas tropicais e temperados, quando ocupados por pastagens, um uso do solo de menor impacto em comparação com a mineração. Para as áreas degradadas pela mineração, encontramos uma tendência a um aumento na riqueza de formigas ao longo do tempo apenas para ecossistemas tropicais. A mineração é um tipo de uso da terra que é responsável por grande degradação ambiental em todo o mundo. Mudanças causadas por este tipo de uso da terra incluem a perda de recursos bióticos, mudanças na estrutura do solo, bem como ar, água e poluição do solo (RIBAS et al., 2012; MAJER, 1996). A recuperação de ambientes impactados severamente tende a ser muito lenta (BRADSHAW, 1997) e em ecossistemas temperados, pode demorar ainda mais tempo (MAJER, 1996). No entanto, isso também pode ser devido ao baixo número de áreas temperadas que foram estudadas e ao alto grau de variabilidade nas respostas entre os estudos. A variabilidade pode ser devida a fatores não controlados, como a altitude do terreno ou tipo de solo (TIEDE et al., 2017).

Tendências na composição de espécies e grupos funcionais foram menos previsíveis do que na riqueza de espécies e grupos funcionais em nossa meta-análise, o que está de acordo com a hierarquia de previsibilidade para processos de restauração proposta por Brudvig et

al.(2017). Houve um rápido aumento na similaridade de composição de espécies entre áreas restauradas e áreas de referência em ecossistemas tropicais, mas não em ecossistemas temperados. Por outro lado, a similaridade da composição de espécies entre regeneração natural e áreas de referência foram significativamente positivas para os ecossistemas temperados, mas não significativas para ecossistemas tropicais. A restauração ecológica nos neotrópicos frequentemente inclui o controle químico de formigas cortadeiras, uma séria praga nas plantações (EVANS, 1999). É possível que esta técnica de manejo, em conjunto com outras técnicas, possa contribuir para redefinir as comunidades de formigas em áreas tropicais em restauração (RAMOS et al., 2003, 2004). Depois disso, com a mudança de condições e recursos devido ao crescimento da vegetação, a semelhança entre comunidades em áreas restauradas e de referência aumenta rapidamente ao longo do tempo. Por outro lado, nos casos de regeneração natural, encontramos tendência positiva na semelhança com as áreas de referência, mas apenas para os ecossistemas temperados. Assim, precisamos investigar outros fatores que poderiam explicar as variações na composição dentro de comunidades de formigas, como a estrutura da vegetação (ver RIBAS et al., 2003).

No debate em torno de se a vegetação secundária é importante para a conservação da comunidade de formigas, Dunn (2004) descobriu que a recuperação de espécies de formigas durante a regeneração de florestais tropicais com baixo nível de perturbação pode levar de 20 a 40 anos. O pior cenário foi apresentado por Bihn et al. (2008) em que a recuperação de formigas em florestas tropicais leva de 50 a 100 anos. Nossa meta-análise reforçou a importância da vegetação secundária para a conservação da diversidade de formigas e corrobora com os achados de Dunn (2004). A composição de espécies e grupos funcionais foi menos previsível, mas o número de estudos que incluiu uma lista de espécies foi baixo.

## 2.5 CONCLUSÃO

A recuperação da diversidade de formigas foi mais rápida em ecossistemas tropicais do que em temperados.

O restabelecimento de grupos funcionais de formigas ocorreu mais rapidamente do que riqueza de espécies.

As áreas sob regeneração natural podem ter mais diversidade de formigas do que as de referência, enquanto que a de restauração ativa leva mais tempo para recuperar a riqueza de espécies e grupos funcionais.

As áreas de mineração e pastagem em restauração recuperam apenas em termo de número de grupos funcionais.

Tendências na composição de espécies e grupos funcionais foram menos previsíveis do que na riqueza de espécies e grupos funcionais. Assim, é necessário que trabalhos futuros investiguem outros fatores que poderiam explicar as variações na composição dentro de comunidades de formigas.

Enquanto a publicação de novos conjuntos de dados está aumentando, esperamos que o presente estudo possa contribuir com futuras análises para descrever e compreender melhor os padrões na comunidade de formigas a serem usados como indicadores da restauração de ecossistemas.

**EFEITOS DAS ESPÉCIES E GRUPOS FUNCIONAIS DE ÁRVORES NAS  
ASSEMBLÉIAS DE ARTRÓPODES DA SERAPILHEIRA EM ÁREA RESTAURADA  
NA MATA ATLÂNTICA**

## RESUMO

Uma importante tarefa dos estudos ecológicos é entender e quantificar os fatores ambientais que influenciam a distribuição das espécies. Os artrópodes terrestres compõem uma grande proporção da biomassa nos ecossistemas; e tem uma longa história em monitoramento ambiental. Nas florestas, as espécies de árvores podem afetar esses animais através da influência sobre o seu ambiente abiótico e os recursos. O nitrogênio é um nutriente limitante na maioria dos ecossistemas e a presença de plantas leguminosas pode aumentar sua concentração no meio. Aqui testamos a hipótese de que a comunidade de artrópodes será afetada pela espécie de árvores e se são ou não leguminosas. Estudamos os efeitos de espécies arbóreas utilizadas para a restauração de terras degradadas na estrutura da comunidade de formigas e outros artrópodes. Em janeiro de 2017, amostramos formigas e outros artrópodes sob um total de 45 indivíduos em quatro espécies-alvo (22 leguminosas e 23 não leguminosas). Uma amostra de serapilheira foi retirada em uma área de 0,25 m<sup>2</sup> localizada a 1 m de distância do tronco da árvore. Coletamos no total, de 36 espécies de formigas. *Rogeria scobinata* e espécies de *Solenopsis* e *Strumigenys* foram os grupos amostrados com maior frequência. As espécies ou grupos de árvores não influenciaram significativamente a comunidade de formigas. Collembola e Diplopoda foram mais abundantes na serapilheira de árvores leguminosas. Isopoda foi mais abundante na serapilheira da espécie *Guarea guidonia* e houve maior riqueza de artrópodes em *Piptadenia gonoacantha*. Não foi evidente o efeito de diferentes espécies de árvores e da relação leguminosa e não leguminosa sob a comunidade de formigas, já para os outros artrópodes foi possível encontrar relações significativas com as árvores.

Palavra chave: Formicidae, Acari, NMDS, PERMANOVA.

## ABSTRACT

An important task of ecological studies is to understand and quantify environmental factors that influence species distribution. Terrestrial arthropods make up a large proportion of biomass in ecosystems; and has a long history of environmental monitoring. In forests, tree species can affect these animals by influencing their abiotic environment and resources. Nitrogen is a limiting nutrient in most ecosystems and the presence of leguminous plants may increase its concentration in the environment. Here we test the hypothesis that the arthropod community will be affected by the species of trees and whether or not they are legumes. We studied the effects of tree species used for the restoration of degraded lands in the community structure of ants and other arthropods. In January 2017, we sampled ants and other arthropods from a total of 45 individuals in four target species (22 legumes and 23 non-legumes). A litter sample was removed in an area of 0.25 m<sup>2</sup> located 1 m away from the trunk of the tree. We collected a total of 36 species of ants. *Rogeria scobinata* and species of *Solenopsis* and *Strumigenys* were the groups most frequently sampled. Species or groups of trees did not significantly influence the ant community. Collembola and Diplopoda were more abundant in the leguminous tree litter. Isopoda was more abundant in the *Guarea guidonia* species and there was greater arthropod richness in *Piptadenia gonoacantha*. It was not evident the effect of different tree species and of the legume and non-legume relationship under the ant community, but for other arthropods it was possible to find statistical relationships with the trees.

Keyword: Formicidae, Acari, NMDS, PERMANOVA.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A necessidade de reverter o cenário de degradação, ou até mesmo perda total de um bioma, tem incentivado a restauração de áreas degradadas. Este processo pode ocorrer através de restauração passiva ou ativa, sendo que o primeiro compreende suspender a exploração do local e deixar que a vegetação se desenvolva, sem nenhuma interferência do homem, enquanto que o segundo consiste na intervenção humana, ou seja, plantio de mudas de árvores (MELI et al., 2017).

Cada vez mais os artrópodes são organismos utilizados como bioindicadores. Eles são abundantes, diversos e encontrados em diferentes tipos de ecossistemas (MCGEOCH, 1998). Dentre esses organismos, as formigas representam um grupo-chave nas comunidades locais, devido o seu papel funcional nos ecossistemas (FOLGARAIT, 1998). Os artrópodes de solo compreendem uma abundante e rica teia alimentar (teia alimentar marrom – TAM). Cerca de 90% da produção foliar presentes na serapilheira, são decomposta pela TAM (COLEY & BARONE, 1996), mostrando a grande eficiência na reciclagem de nutrientes realizada por esses organismos. Tal fato é essencial para o solo de florestas tropicais, uma vez que possui grande acidez e poucos nutrientes (TONHASCA Jr, 2005).

Diferentes espécies de árvores estão relacionadas à heterogeneidade da serapilheira, contribuindo com diferentes recursos alimentares (frutos, sementes e folhas), recursos para abrigo (ramos, galhos e altura da serapilheira) e suas características químicas são fundamentais tanto para atrair organismos quanto para afasta-los (como exemplo taninos e fenóis) (KASPARI, 1993; DOMINY et al., 2003; WILLIAMS et al., 2008). As plantas também podem influenciar o ambiente através do auxílio na disponibilidade de nitrogênio no solo (HARRINGTON, 1999), como as leguminosas, que são grandes fixadoras de nitrogênio. Assim, um solo impactado aos poucos pode ter um aumento em sua fertilidade ao longo do tempo. Devido a maior oferta de nitrogênio, a utilização de plantas leguminosas pode ajudar no crescimento de outras espécies de plantas (KHURANA & SINGH, 2001), intervindo novamente na heterogeneidade da serapilheira. Portanto, em processos de restauração ativa, a

escolha das espécies de árvores a serem utilizadas pode influenciar a fauna do ambiente (WILLIAMS et al., 2008).

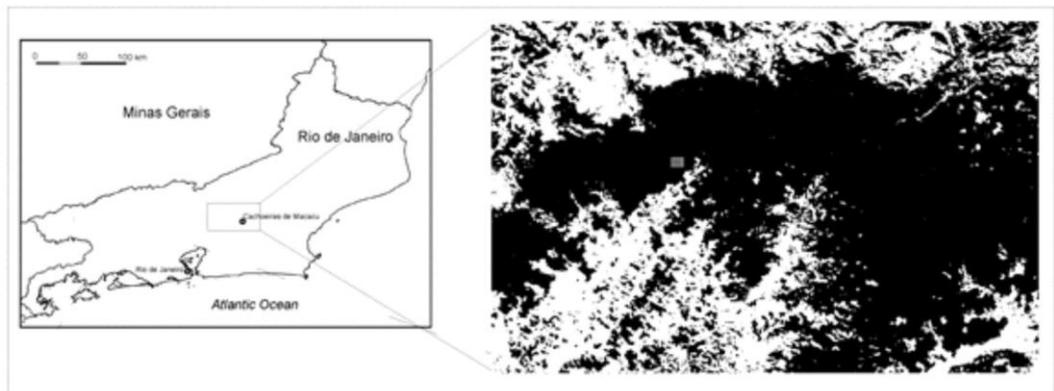
Donoso e colaboradores (2010) estudaram se as espécies de árvores influenciam a abundância e diversidade de formigas e ácaros (Oribatidae e Gamasidae), todos comuns em solo de floresta tropical. A hipótese de especialização foi testada analisando a qualidade e quantidade de recursos, porém não houve efeito significativo dessas variáveis sobre a diversidade de artrópodes. Em trabalho posterior, Donoso e colaboradores (2013) testaram os mecanismos que podem explicar o padrão de distribuição da abundância de artrópodes do solo, para isso analisaram a proximidade da copa e espécie, sazonalidade e profundidade da serapilheira. Os resultados indicaram que as plantas podem ser responsáveis pela estrutura da teia alimentar detritívora marrom e sua distribuição de abundância ao longo da serapilheira. Mais estudos são necessários para entender e quantificar os fatores que influenciam a estrutura da comunidade de artrópodes do solo.

Este estudo teve como objetivo analisar o efeito de diferentes espécies de árvores sobre a comunidade de formigas e outros artrópodes da serapilheira em uma área de restauração ativa na Mata Atlântica. Assim, testamos as seguintes hipóteses: 1) A riqueza e composição da comunidade de formigas são influenciadas pela identidade das árvores; 2) A abundância, riqueza e composição de artrópodes da serapilheira dependem da identidade das árvores; 3) A comunidade de formigas e outros artrópodes é influenciada por características estruturais das árvores e da serapilheira.

## 3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), Cachoeiras de Macacu, RJ (22°27'14.86''S, 42°46'12.96''O) (Figura 4). A REGUA é uma organização não governamental (ONG) ambiental com a missão da conservação da alta bacia do Rio Guapiaçu, protegendo mais de 9.100 hectares de Mata Atlântica da localidade.



**Figura 3.** Localização da Reserva Ecológica de Guapiaçu. Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. Em preto, áreas com cobertura florestal.

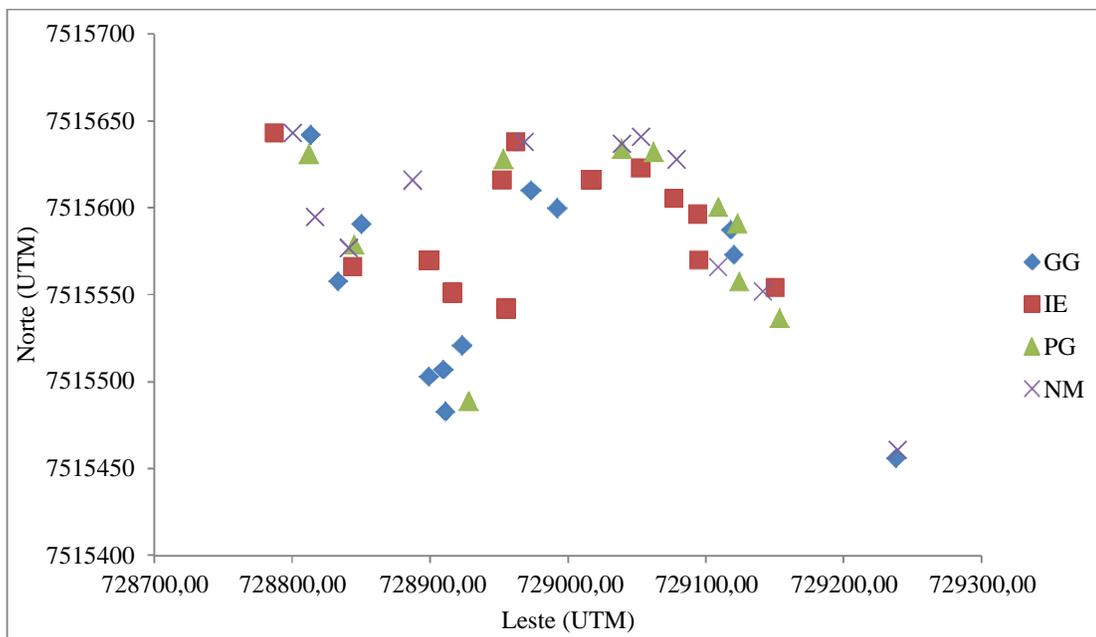
O clima local é do tipo tropical (Af), segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 22,4 °C; janeiro e fevereiro são os meses mais quentes e junho o mais frio (ALENCAR et al., 2016). A precipitação média anual é de 2095 mm, com junho e julho sendo os meses mais secos e dezembro e janeiro com os maiores índices pluviométricos (COUTO, 2010).

Segundo a classificação de Veloso et al. (1991), a cobertura vegetal foi caracterizada como floresta ombrófila densa e a altitude varia entre 20 a 2000m.

A reserva apresenta inúmeras áreas de reflorestamento, sendo a mais antiga com 15 anos (AZEVEDO, 2012). Todas essas áreas eram usadas anteriormente para pastagens. A partir de então a prática de reflorestamento tem se tornado muito frequente na reserva.

### 3.2.2 Seleção das árvores

A área de estudo trata-se de um reflorestamento implantado em 2008 sobre relevo totalmente plano e com solo do tipo Latossolo Amarelo (AZEVEDO, 2012). Para avaliar os efeitos das espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes de solo foram selecionadas duas espécies de leguminosas [*Inga edulis* Mart (IE) e *Piptadenia gonoacantha* (Mart) J.F.Marc. (PG)] e duas espécies não-leguminosas de nitrogênio [*Nectandra membranacea* (Swartz) Giseb. (NM) e *Guarea guidonea* (L.) Sleumer (GG)]. Essas plantas são muito utilizadas em reflorestamentos da mata atlântica (SANSEVERO et al., 2011) e localmente são muito abundantes (AZEVEDO, 2012). *Inga edulis* e *Piptadenia gonoacantha*, ambas são consideradas pioneiras (SANSEVERO et al., 2011), leguminosas e naturais da Mata Atlântica. *Guarea guidonia*, além de ser uma espécie nativa desse bioma, esta presente em vários projetos de reflorestamento (SANSEVERO et al., 2011; ALINE et al., 2008) devido sua grande tolerância a sombra (SANSEVERO et al., 2011). *Nectandra membranacea* também é uma espécie nativa do bioma mata atlântica e esta presente em muitos reflorestamentos (AZEVEDO, 2012; NOBREGA et al. 2008). Para este estudo foram marcados 12 indivíduos de GG, 12 de IE, 10 de PG e 11 de NM, totalizando 45 árvores amostradas (Figura 5). Os critérios de seleção foram para indivíduos com pouca sobreposição de copas com outras árvores, uma distância de no mínimo 5 metros entre elas e com circunferência do caule maior que 30 cm.



**Figura 4** Distribuição das amostras segundo as coordenadas norte e leste (UTM).

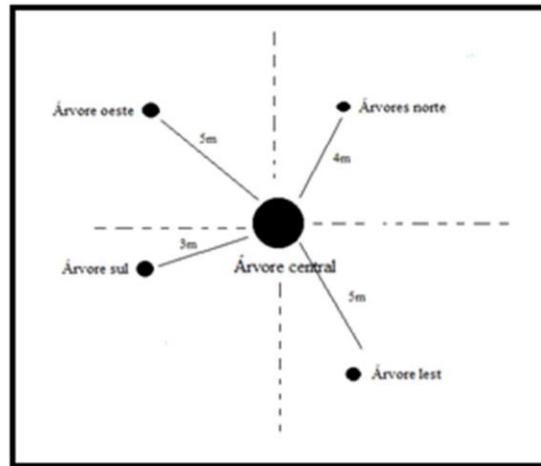
### 3.2.3 Coleta de dados das árvores e serapilheira

Foi mensurada com uma fita métrica a circunferência do caule e os diâmetros da copa de cada árvore; para os diâmetros, inferimos duas medidas das extremidades da árvore formando uma cruz. Posteriormente, utilizando o modelo da elipse, o valor da área foi estimado multiplicando o produto dos valores dos diâmetros ao valor de  $\pi$  ( $\pi$ ) (diâmetro maior x diâmetro menor x  $\pi$ ).

A altura das árvores foi estimada visualmente. O índice de área foliar (LAI) foi calculado através da fotografia hemisférica (DENSLOW & GUZMAN, 2000), que consistiu na fotografia da copa a uma altura de um metro com a câmera direcionada para o norte. Posteriormente, as fotos foram analisadas no software Hemiview 2.1, para obtenção dos valores de LAI.

As espécies de árvores da vizinhança, ou seja, aquelas que estavam ao redor da árvore amostrada, foram também identificadas. Para esta seleção, utilizamos uma bússola, onde a partir do norte foram selecionadas quatro árvores, sendo a primeira no sentido norte, segunda

a leste, terceira ao sul e quarta a oeste. Foram selecionadas a árvore mais próxima da árvore focal em cada quadrante que estivesse com, no mínimo, 30 cm de circunferência (Figura 6). Foi delimitada uma parcela de 0,25m<sup>2</sup>, onde foi medida a altura da serapilheira com uma régua de metal nos quatro cantos extremos da parcela.



**Figura 5** Esquema ilustrando o método de seleção das árvores vizinhas.

### 3.2.4 Coleta e identificação dos organismos

Durante o mês de Janeiro de 2017 foram coletadas amostras de serapilheira, utilizando um quadrante de 0,25m<sup>2</sup> a um metro de distância de cada árvore marcada. Para obtenção dos artrópodes de solo foi utilizado o método do extrator de Winkler, com 48 horas de extração (AGOSTI & ALOSON, 2000). Em seguida o material extraído foi levado ao laboratório, onde foi triado; as formigas foram separadas dos outros artrópodes. As formigas foram montadas, morfoespeciadas e identificadas, quando possível, ao nível de espécie com a colaboração do Dr. Rodrigo M. Feitosa e equipe (UFPR).

Os artrópodes, com o auxílio da literatura, foram classificados em ordens e quantificados por amostra.

### **3.2.5 Análises de dados**

#### **a) Análises utilizadas para testar as hipóteses 1 e 2**

Quanto ao efeito das espécies ou grupos de árvores sobre as assembleias de formigas e de outros artrópodes, as variáveis independentes foram as quatro espécies de árvores ou os grupos (leguminosas e não leguminosas). As variáveis dependentes foram a riqueza e composição de espécies de formigas e riqueza, abundância e composição de ordens de artrópodes.

Para avaliar o efeito das espécies de árvores sobre as variáveis dependentes foi utilizada ANOVA e para os efeitos das árvores leguminosas e não leguminosas foi utilizado o Teste T. A composição de espécies de formigas e ordens de artrópodes em relação às diferentes amostras de serapilheira de espécies e grupos de árvores foi testada através do teste de PERMANOVA e NMDS. A riqueza e abundância de ordens de artrópodes em relação às amostras de espécies ou grupo de árvores foram comparadas, respectivamente, através do teste de Kruskal-Wallis e teste de Wilcoxon.

#### **b) Análises utilizadas para testar a hipótese 3**

O teste de regressão múltipla foi utilizado para analisar os efeitos das características das árvores e da serapilheira sobre a riqueza de espécies de formigas e a abundância das ordens dos artrópodes. Tomamos como variáveis independentes a altura da árvore (m), circunferência do caule (cm), riqueza de espécies da vizinhança (unid.), altura da serapilheira (cm) e índice de área foliar. As variáveis dependentes foram a riqueza e composição de espécies de formigas e riqueza, abundância e composição de ordens de artrópodes. Utilizamos apenas a abundância das ordens Collembola, Isopoda e Diplopoda por serem os únicos grupos a variarem em relação às espécies e/ou grupo de árvores.

Nós usamos o R Studio (versão 3.4.0) para produzir gráficos e analisar os dados estatísticos, através, respectivamente, dos programas ggplot2 e Vegan.

### 3.3 RESULTADOS

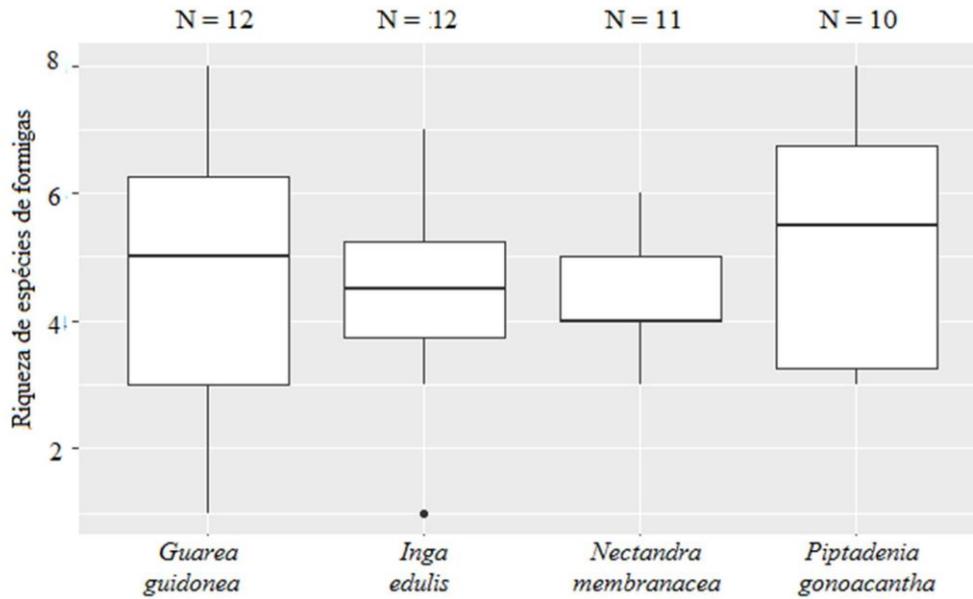
#### 3.3.1 Riqueza e Composição de Formigas

Foram coletadas 36 morfoespécies de formigas, sendo classificadas em 18 gêneros e 23 espécies; *Rogeria scobinata* (Kugler, 1994) e espécies de *Solenopsis* e *Strumigenys* foram as mais frequentes (Tabela 3). Em cada amostra foi encontrado no máximo oito espécies de formigas e no mínimo uma; a mediana da riqueza de espécies de formigas variou pouco entre espécies ou grupo de árvores (Figura 6 e B). A riqueza média de espécies de formigas não foi estatisticamente diferente entre as espécies de árvores (ANOVA;  $p = 0,8776$ ) e entre as leguminosas e não leguminosas (Teste T;  $p = 0,9209$ ).

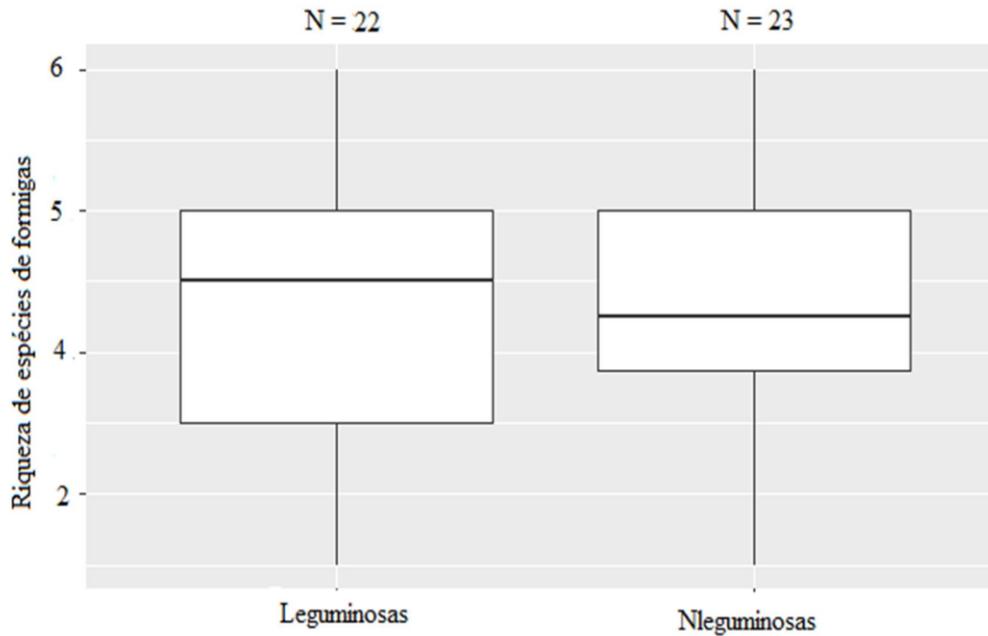
**Tabela 3** Frequência de ocorrência (%) das formigas nas amostras de serapilheira das espécies ou do grupo de árvores. Leg = leguminosas e Nleg = não leguminosas.

Morfoespécies	Espécies de árvores				Grupo	
	IE	PG	GG	NM	Leg	Nleg
<i>Brachymyrmex</i> sp1	8,3	0	8,3	0	4,5	4,31
<i>Brachymyrmex</i> sp2	8,3	0	8,3	0	4,5	4,3
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	0	10	0	0	4,5	0
<i>Crematogaster limata</i> Smith, 1858	0	0	0	9	0	4,3
<i>Cyphomyrmex</i> sp1	8,3	10	16,6	9	9	13
<i>Ectatomma permagnum</i> Forel, 1908	0	10	0	9	4,5	0
<i>Gnamptogenys</i> sp1	8,3	0	0	0	9	0
<i>Hypoponera</i> sp1	25	40	16,6	9	31,8	13
<i>Hypoponera</i> sp2	8,3	10	16,6	0	9	8,7
<i>Hypoponera</i> sp3	8,3	50	25	36	27,2	30
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	8,3	0	8,3	0	4,5	4,3
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	0	20	8,3	27	9	17,3
<i>Linepithema</i> sp.	0	0	8,3	0	0	4,3
<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf, 1961	0	10	8,3	0	4,5	4,3
<i>Nylanderia fulva</i> ( Mayr, 1862)	0	0	25	0	0	12
<i>Nylanderia</i> sp1	8,3	10	8,3	9	9	8,7
<i>Nylanderia</i> sp2	16,6	20	8,3	18	18	12
<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1863	0	10	8,3	18	9	8,7
<i>Pachycondyla harpax</i> Wheeler, 1925	0	10	8,3	27	9	17,3
<i>Pheidole pr aff flavens</i>	25	0	0	9	19	8,7
<i>Pheidole pr rosae</i>	0	10	0	0	4,5	0
<i>Pheidole sensitiva</i> Borgmeier, 1959	0	0	8,3	0	0	4,3
<i>Pheidole subarmata</i> Mayr, 1884	16,6	40	25	0	27,2	12
<i>Rogeria germaini</i> Emery, 1894	0	10	0	9	4,5	4,3
<i>Rogeria scobinata</i> Kugler, 1994	66,6	50	75	63,6	60	70
<i>Solenopsis</i> sp1	75	70	75	54,4	72,7	65
<i>Solenopsis</i> sp2	25	10	33,3	45,5	18	40
<i>Solenopsis</i> sp3	8,3	20	16,6	0	13,6	8,7
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr, 1887	25	0	16,6	45,5	13,6	30
<i>Strumigenys eggersi</i> Emery, 1890	16,6	50	25	0	15,4	12
<i>Strumigenys pr denticulata</i>	0	10	0	0	4,5	0
<i>Strumigenys pr eggersi</i>	8,3	10	0	0	9	0
<i>Strumigenys pr elongate</i>	16,6	0	0	9	9	4,3
<i>Strumigenys pr luisianae</i>	8,3	30	8,3	18	18	12
<i>Strumigenys subdentata</i> Mayr, 1887	8,3	10	16,6	27	9	21,7
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)hvft	16,6	0	0	0	9	0

A

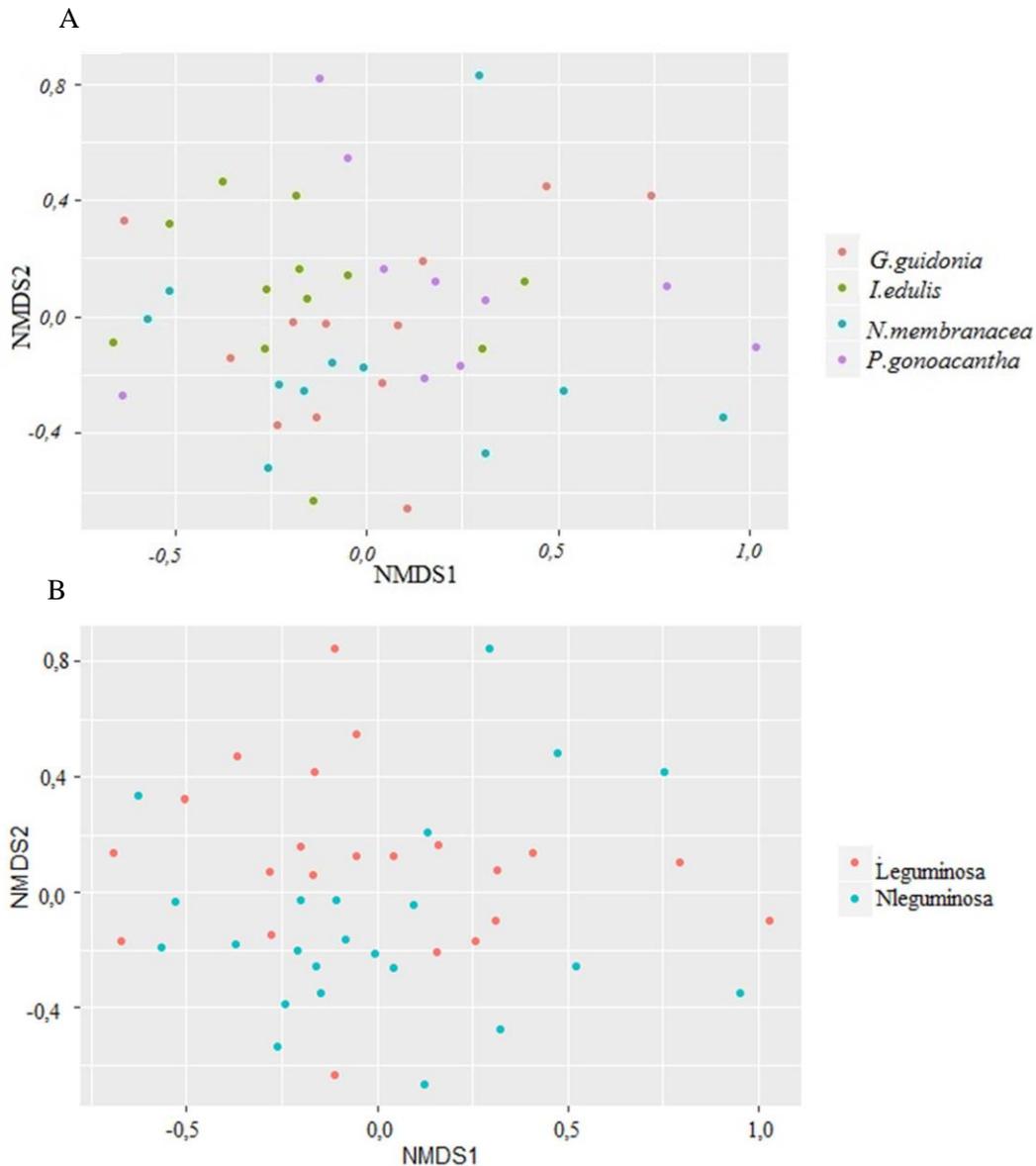


B



**Figura 6** Boxplot de riqueza de espécies de formigas em amostras de serapilheira por espécie (A) ou grupo de árvores (B). Linhas horizontais sólidas nas caixas representam as medianas, as extensões das caixas representam as menores e maiores observações não discrepantes, pontos representam os dados extremos. Nós plotamos medianas porque temos dados mistos, alguns sendo normalmente distribuído e outros não.

Quando as amostras de espécies de formigas foram ordenadas por espécies de árvores (Figura 7A) e por leguminosas e não leguminosas (Figura 7B) não há um padrão de distribuição das espécies em relação à identidade das árvores. A composição de espécies de formigas não diferiu estatisticamente entre as espécies de árvores (Teste de Permanova,  $p = 0,07$ ) e entre as árvores leguminosas e não leguminosas (Teste de Permanova,  $p = 0,48$ ).



**Figura 7** Análise por NMDS da composição de espécies de formigas por amostras de espécies (A) e por grupo (B) de árvores.

### 3.3.2 Outros artrópodes

Nas amostras realizadas foi obtido um total de 2076 artrópodes, excluindo as formigas. A ordem mais abundante foi Acari com 1359 indivíduos, correspondendo a 65% do total, seguida de Isopoda com 256 indivíduos e os grupos menos abundantes foram Hemiptera e Aranae com 12 e 17 indivíduos, respectivamente (Tabela 4).

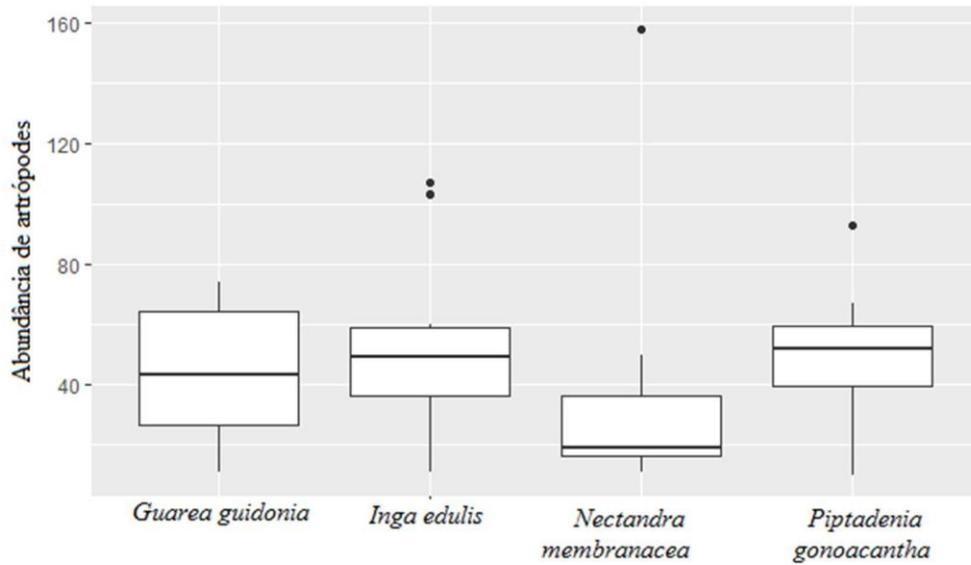
**Tabela 4** Lista contendo a média e o erro padrão da abundância das outras ordens de Artrópodes por espécies de árvores e árvores leguminosas ou não leguminosas. Leg = leguminosas e Nleg = não leguminosas.

Táxons	Espécies de árvores				Grupos de árvores		Total
	IE (n=13)	PG (n=10)	GG (n=12)	NM (n=11)	Leg (n=22)	Nleg (n=23)	
Acari	33,15 ± 62,7	27,9 ± 7,93	30,08 ± 5,49	26,18 ± 12,39	30,87 ± 4,86	28,22 ± 6,43	1359
Collembola	1,15 ± 0,63	2,2 ± 0,51	0,08 ± 0,08	0,55 ± 0,39	1,61 ± 0,43	0,30 ± 0,19	44
Isopoda	6 ± 5,35	6,3 ± 2,75	4,42 ± 1,34	2 ± 1,18	6,13 ± 0,43	3,26 ± 0,92	256
Diplopoda	3,31 ± 0,75	3,6 ± 0,9	1,92 ± 0,83	2,09 ± 0,49	3,43 ± 0,57	2 ± 0,48	125
Coleoptera	2,15 ± 0,48	5 ± 1,59	3,08 ± 0,74	2,36 ± 0,59	3,39 ± 0,78	2,74 ± 0,48	141
Aranae	0,38 ± 0,14	0,8 ± 0,36	0,25 ± 0,18	0,09 ± 0,09	0,57 ± 0,18	0,17 ± 0,1	17
Hemiptera	0,23 ± 0,48	0,4 ± 0,22	0,33 ± 0,19	0,09 ± 0,09	0,30 ± 0,13	0,22 ± 0,11	12
Outros	3,69 ± 1,21	3,7 ± 0,96	2,5 ± 0,57	2,92 ± 0,77	3,7 ± 0,78	2,7 ± 0,46	147
Total c/ ácaros	50,08 ± 8,2	49,9 ± 7,24	43,83 ± 6,55	36,36 ± 12,68	50 ± 5,48	40,26 ± 6,84	2076
Total s/ ácaros	16,92 ± 5,67	22 ± 4,81	13,75 ± 1,65	10,18 ± 1,72	19,13 ± 3,78	12,04 ± 1,22	717

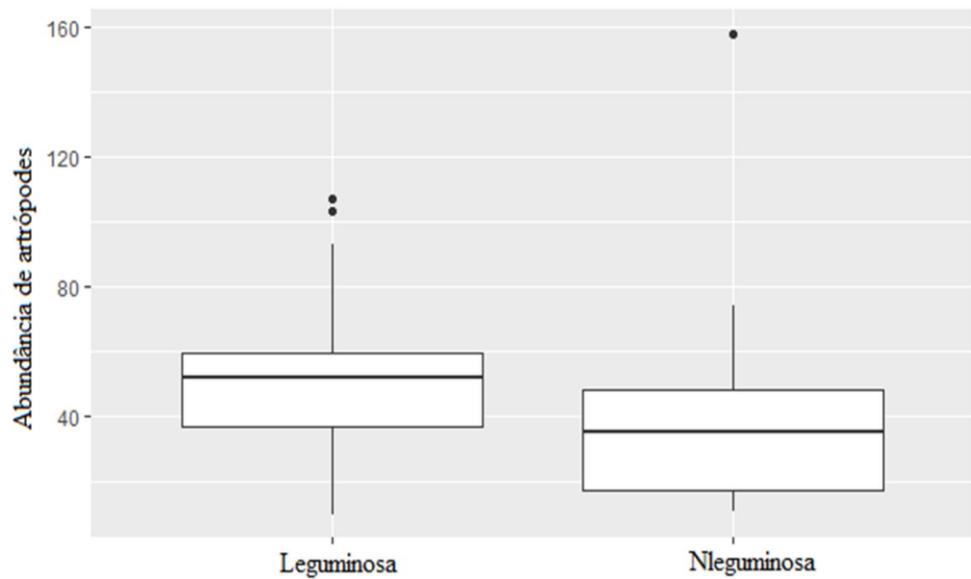
A abundância dos artrópodes não foi estatisticamente diferente entre as espécies de árvores (Teste de Kruskal-Wallis;  $p = 0,3312$ ) (Figura 8A) e entre as árvores leguminosas e não leguminosas (Teste de Wilcoxon;  $p = 0,1186$ ) (Figura 8B).

A riqueza de grupos de artrópodes entre as amostras das espécies de árvores foi significativamente diferente, sendo maior em *P. gonoacantha* do que em *N. membranacea* (Teste de Kruskal-Wallis;  $p = 0,0199$ ) (Figura 9A); já em relação as árvores leguminosas e não leguminosas não houve diferença estatisticamente significativa (Teste de Wilcoxon;  $p = 0,249$ ) (Figura 9B).

A

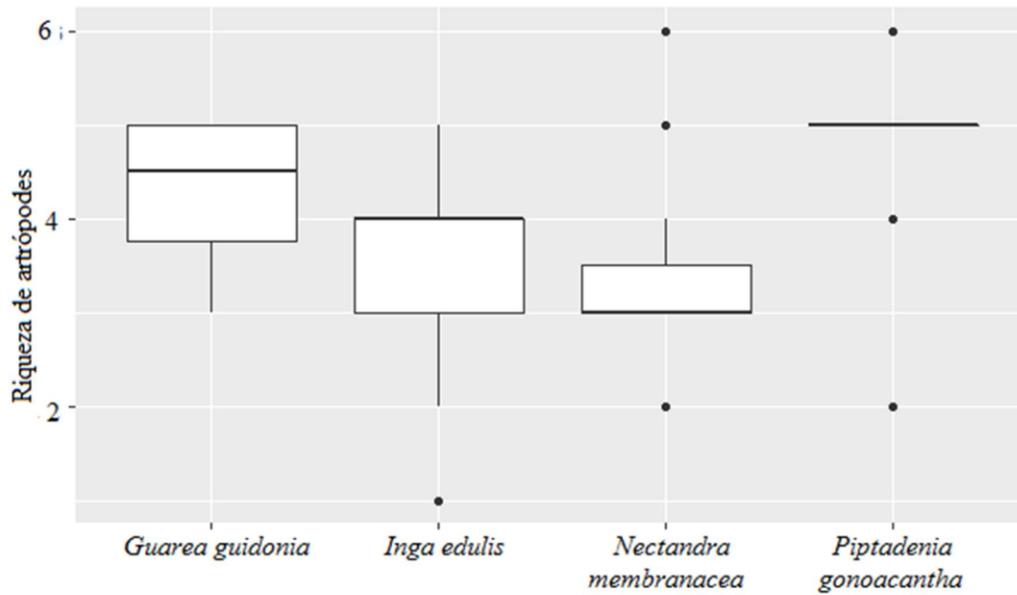


B

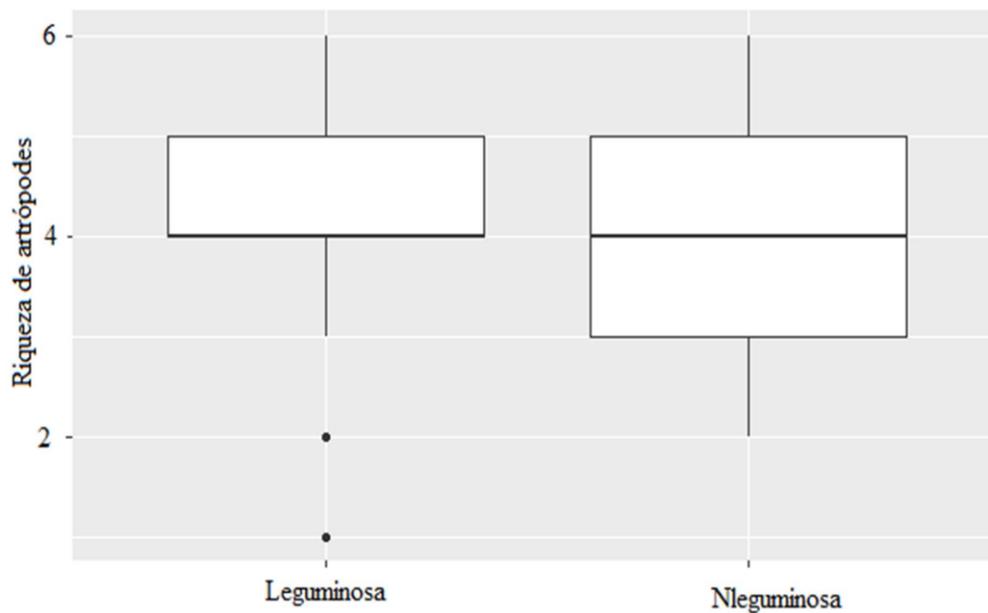


**Figura 8** Boxplot da abundância total de artrópodes nas amostras de serapilheira das espécies (A) ou grupos (B) de árvores. Linhas horizontais sólidas nas caixas representam as medianas, as extensões das caixas representam as menores e maiores observações não-discrepantes, pontos representam os dados outlying. Nós plotamos medianas porque temos dados mistos, alguns sendo normalmente distribuído e outros não.

A

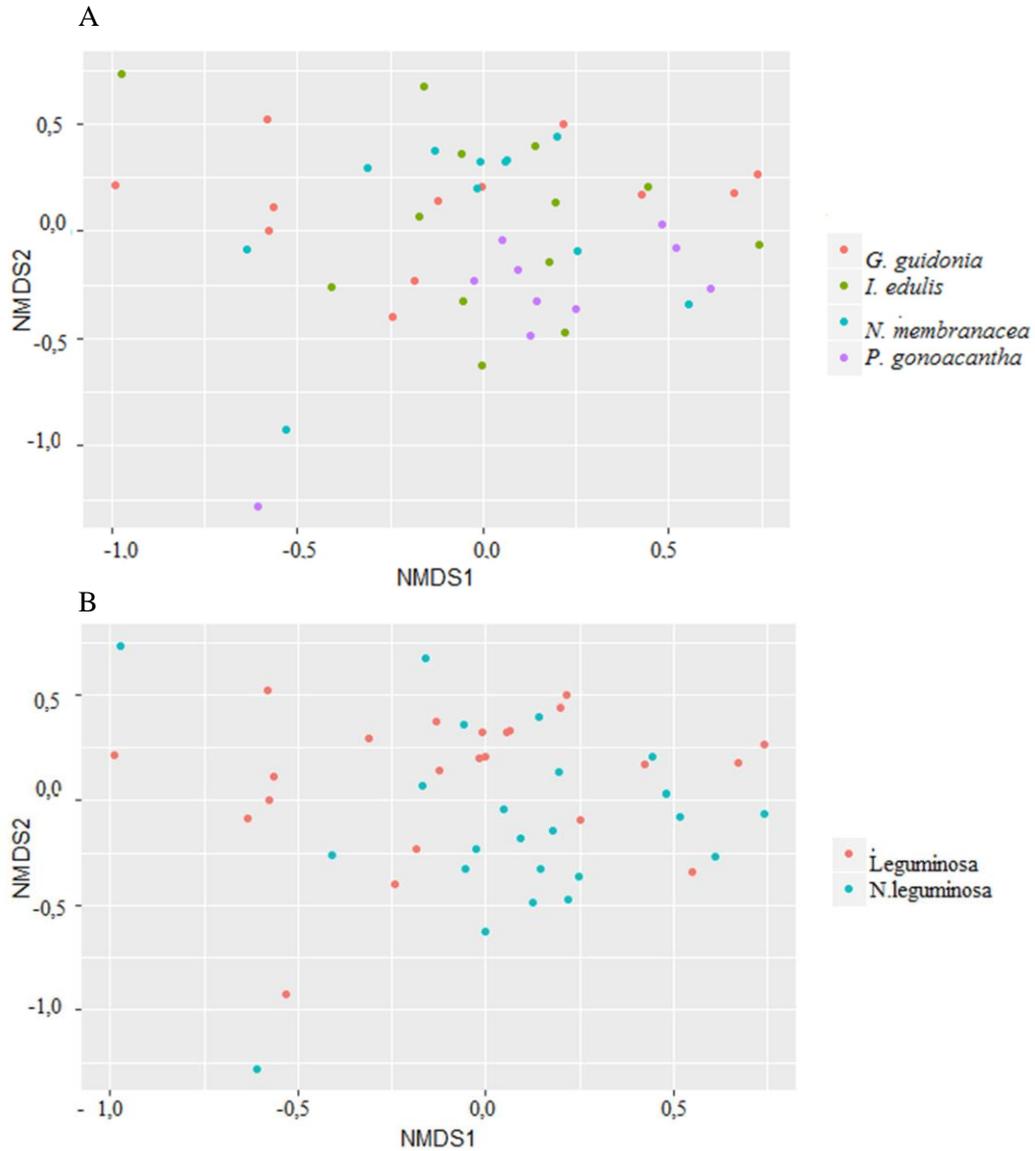


B



**Figura 9** Boxplot da riqueza de artrópodes nas amostras de serapilheira de espécies (A) e grupos (B) de árvores. Linhas horizontais sólidas nas caixas representam as medianas, as extensões das caixas representam as menores e maiores observações não-discrepantes e pontos representam os dados discrepantes.

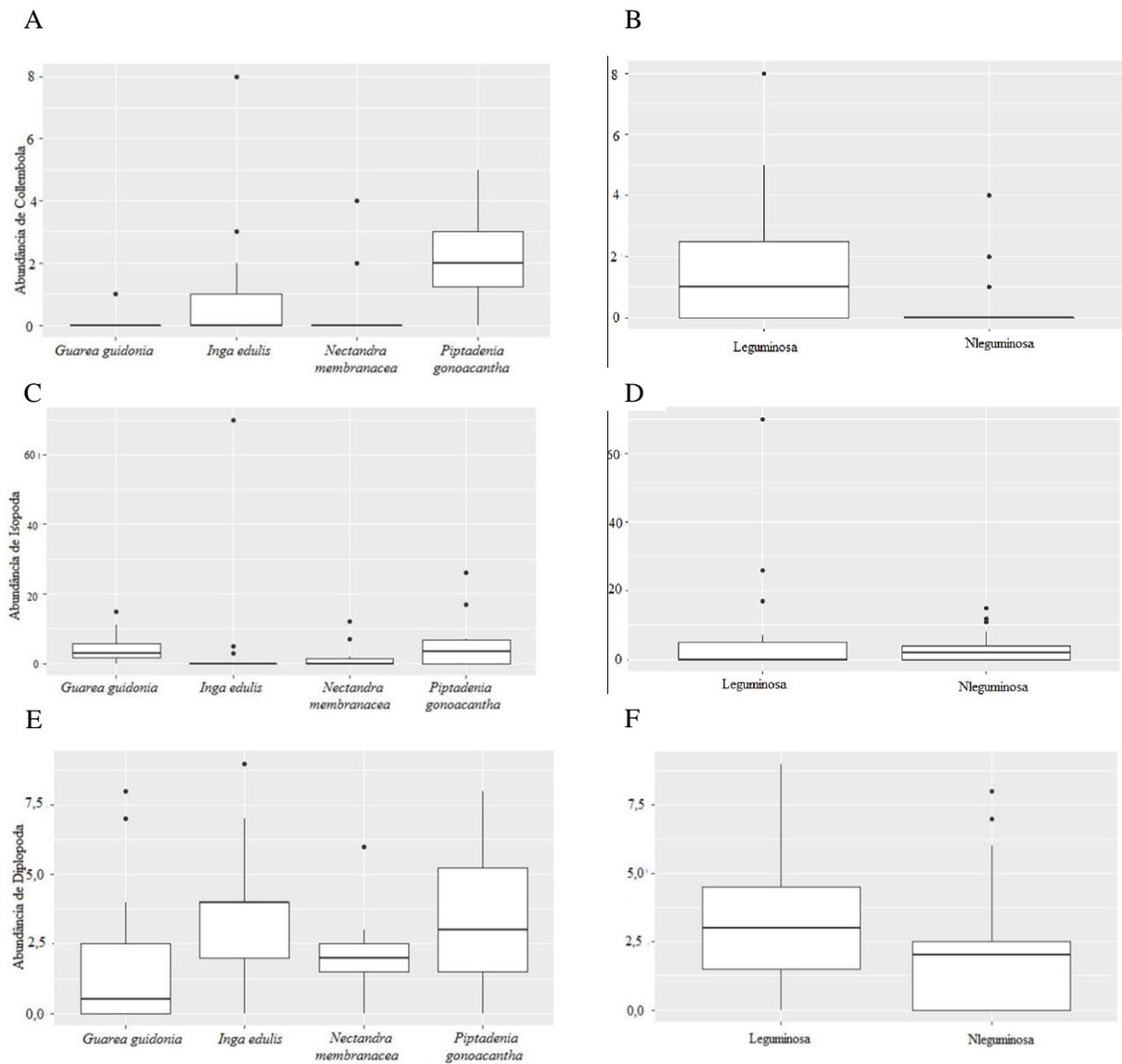
O NMDS da composição com as diferentes espécies de árvores (Figura 12A) e árvores leguminosas ou não leguminosas (Figura 12B), não apresentaram um padrão de agrupamento. A composição das ordens de artrópodes não diferiu estatisticamente entre as diferentes espécies de árvores (Teste de Permanova;  $p = 0,2315$ ) e entre árvores leguminosas e não leguminosas (Teste de Permanova;  $p = 0,6524$ ).



**Figura 12** Composição de artrópodes por amostras de espécies (A) e grupos (B) de árvores.

A diferença na abundância de Collembola entre as espécies de árvores foi estatisticamente significativa (Teste de Kruskal- Wallis;  $p = 0,0031$ ), sendo maior em *P*.

*gonoacantha* do que em *G. guidonea* (Figura 13A). Em relação as árvores leguminosas ou não, Collembola foi significativamente mais abundante em leguminosas (Teste de Wilcoxon;  $p = 0,0024$ ) (Figura 13B). A abundância de Isopoda também apresentou diferença estatisticamente significativa entre as amostras de espécies de árvores, sendo maior em *G. guidonia* do que *I. edulis* (Teste de Kruskal – Wallis;  $p = 0,0177$ ) (Figura 13C); porém, quando analisado entre os dois grupos de árvores, não houve diferença estatisticamente significativa (Teste de Wilcoxon;  $p = 0,4449$ ) (Figura 13D). A abundância de Diplopoda não foi estatisticamente diferente entre as espécies de árvores (Teste de Kruskal – Wallis;  $p = 0,1575$ ) (Figura 13 E); mas foi significativamente maior em plantas leguminosas (Teste de Wilcoxon;  $p = 0,0401$ ) (Figura 13F).



**Figura 13** Boxplot da abundância de Collembola (A -B), Isopoda (C-D) e Diplopoda (E-F) para amostras de serapilheira das espécies (primeira coluna) ou grupos (segunda coluna) de árvores. Linhas horizontais sólidas nas caixas representam as medianas, as extensões das caixas representam as menores e maiores observações não-discrepantes, pontos representam os dados discrepantes.

### 3.3.3 Relação das formigas e artrópodes com as características das árvores

As variáveis vizinhança e LAI não apresentaram relação estatisticamente significativa com nenhuma variável dependente. As espécies de formigas não diferiram de acordo com as características das árvores amostradas (Tabela 5). Quando analisamos a abundância de artrópodes percebemos que na presença de ácaros a relação com serapilheira é positiva, já sem os valores de ácaros a relação é negativa (Tabela 5).

**Tabela 5** Regressão múltipla das características físicas das árvores em relação a riqueza de formigas e outras ordens de artrópodes. Valores representados correspondem ao estimat. \*  $p < 0,05$  \*\*  $p < 0,01$ .

<b>Variáveis independentes</b>	Altura	Serapilheira	Vizinhança	LAI	Circunferência
<b>Riqueza de espécies de formigas</b>	-0,076552	0,067796	0,017847	0,004491	0,063838
<b>Riqueza de artrópodes</b>	-0,01272	-0,06369	-0,02552	0,0198	0,01922
<b>Abundância de artrópodes c/ácaros</b>	-0,05447*	0,04272*	0,04526	-0,05204	-0,05907*
<b>Abundância de artrópodes s/ácaros</b>	-0,19506*	-0,13188*	-0,07067	0,01381	-0,12752*
<b>Abundância de Isopoda</b>	0,73084**	-0,75266**	0,12879	-0,08929	-0,56735**
<b>Abundância de Collembola</b>	0,66346**	-0,07329	0,23445	0,26234	0,50007**
<b>Abundância de Diplopoda</b>	-0,08692	0,04041	-0,11523	0,01995	0,05548

### 3.4. DISCUSSÃO

De acordo com os resultados, as diferentes espécies de árvores não estão influenciando a assembléia de formigas. Isso pode ser explicado pela ausência do efeito das características das árvores sobre a riqueza de espécies de formigas, indicando que as prováveis diferenças entre as espécies de árvores não são suficientes para influenciar as formigas, afinal uma homogeneidade do ambiente pode levar a semelhança entre as comunidades dos organismos que ali vivem (PIANKA, 1994). Entretanto, nossos dados são oriundos de apenas uma campanha de coletas usando uma técnica de amostragem. Coletas em outras épocas do ano e com o uso de técnicas complementares (AGOSTI & ALONSO, 2000) podem revelar padrões não detectados com este estudo.

O trabalho de Donoso et al. (2011) testou a composição de formigas em diferentes espécies de árvores e também não encontrou diferença estatística. O principal fator das características do ambiente para as formigas é a quantidade e qualidade de serapilheira (VARGAS et al., 2009; NAKAMURA et al., 2003). Nós testamos apenas a quantidade através da altura da serapilheira, a qual não apresentou influencia significativa sobre a riqueza de espécies de formigas. Estudos dizem que para estudar a serapilheira é importante analisar as folhas, flores, sementes, galhos e frutos encontrados (DONOSO et al., 2011; BASSET, 1992). Mas o trabalho de Oliveira et al. (2018) analisou tanto a parte quantitativa, através da pesagem dos galhos, folhas e partes reprodutivas, e qualitativa, que consistiu na morfoespecação de folhas e medição do diâmetro dos galhos, e também não encontrou diferença significativa na riqueza e composição de espécies de formigas.

Um fator muito importante para estudar a comunidade de formigas é a competição, pois determina quais espécies podem ou não coexistir num habitat quando o mesmo recurso limita ambas as espécies (RICKLEFS, 2010). A relação predador-presa também é analisada em trabalhos de comunidade de formiga (DONOSO et al., 2013). Porém, nenhuma dessas duas relações foram medidas, podendo assim, ser mais uma explicação para não encontrarmos os fatores que influenciam a comunidade de formigas.

A riqueza de artrópodes foi maior nas amostras de *Piptadenia gonoacantha*, isso pode ser explicado pelo fato de essa espécie ser a única decídua entre as outras espécies, o que

indica um crescimento mais rápido e uma maior disponibilidade de recursos (folhas e galhos) para esses organismos.

A riqueza de artrópodes diferiu entre as amostras de espécies de árvores, já a composição destes não, pois a especificidade desses animais com as plantas é menor por conta de sua relação com elas serem indiretas, afinal eles se alimentam de organismos que vivem na serapilheira (MOORE, 1998). Os artrópodes podem se alimentar de outros artrópodes, bactérias, fungos, protozoários e nematóides). Além disso, nós separamos os artrópodes em grandes grupos taxonômicos; a identificação em espécies poderia revelar especificidades não detectadas pela separação em grandes grupos. Tais fatos descritos poderiam explicar a composição dos grupos não mudar de acordo com as características das árvores.

A abundância de Collembola foi maior na serapilheira de árvores leguminosas, isso pode ser explicado por elas possuírem maior abundância de microrganismos (DENTON et al., 1999) e maior disponibilidade de nitrogênio no solo, devido a grande frequência de simbiose radicular com *Rhizobium* (SCHEU, 1999; ZAK et al., 1994). Esses fatores formam um recurso alimentar mais atraente para os colêmbolas (LEONARD & ANDERSON, 1991). Outros trabalhos também encontraram essa relação positiva entre Collembola e leguminosas (EISENHAUER et al., 2011; MILCU et al., 2008) e correlacionam esses resultados com a fertilidade do solo por conta da maior presença de teor de nitrogênio.

A abundância de Isopoda foi maior na espécie *Guarea guidonia*. Entretanto, as copas dos indivíduos de *G. guidonia* eram sobrepostas pelas copas de outras espécies de árvores, o que pode interferir na quantidade e qualidade da serapilheira, na umidade e temperatura do ambiente. Esse recurso e essas condições interferem diretamente no desenvolvimento de Isopoda (CORREIA et al., 2008), e portanto não é possível afirmar que a maior abundância de Isopoda esteja diretamente relacionada com as características específicas *G. guidonia*.

A abundância de Diplopoda é maior em leguminosas. Outros estudos também encontraram maior ocorrência de Diplopoda neste grupo de árvores (CORREIA, 2003; DIAS et al., 2007; LAOSSI et al., 2008). Esses estudos explicam que essa preferência ocorreu pela maior qualidade da serapilheira de plantas leguminosas, devido maior oferta desse nitrogênio.

As características das árvores não influenciaram a comunidade de formigas. Chu (2010) testaram também a relação das propriedades das plantas com as formigas, analisando cobertura do dossel, cobertura e profundidade da serapilheira e não encontram relação

significativa. Os autores explicaram que esses resultados aconteceram devido a poucas espécies de plantas dominarem os locais, apresentando então, ambientes mais uniformes.

O aumento da quantidade de matéria orgânica proporciona um melhor ambiente para o estabelecimento da comunidade de microartrópodes, pois surge um maior número de microhabitats em conjunto com um aumento das populações microbianas. Esses organismos servem de alimento para os artrópodes, assim a ausência de matéria orgânica (recursos) é um fator limitante para estas populações (DOUZA et al., 2015). Com isso, o resultado de maior abundância de artrópodes relacionado com árvores mais baixas, menor circunferência do caule e serapilheira com pouca profundidade se distancia do encontrado na literatura.

A abundância de Isopoda apresentou relação negativa com a altura da serrapilheira, isso pode ser explicado porque esses organismos preferem serapilheira já em decomposição ao invés da recém-aportada no solo (LOUREIRO et al., 2006). A serapilheira pode ter uma profundidade baixa por conta de a ação decompositora ser mais rápida nesse ambiente, não só por conta do volume das folhas, explicando a maior frequência de Isopoda em serrapilheira com menor profundidade.

A abundância de Collembola é aumenta com a altura da árvore; essa relação pode acontecer devido o papel ecológico desse grupo, afinal eles são capazes de mobilizar o carbono e nitrogênio que são liberados da serapilheira para o solo, afetando a proliferação de raízes e crescimento das plantas, auxiliando então no desenvolvimento do vegetal (BRITO, 2013). Além disso, colêmbolas são mais abundantes em serapilheiras mais profundas, por conta de maior umidade, disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica (BRITO, 2013); muitos outros trabalhos também encontraram essa relação positiva de Collembola e altura da serapilheira (BRITO, 2013; SERRANO, 2007).

A serapilheira possui uma diferenciação ao longo das mudanças sazonais, como profundidade, abundância e composição de espécies, sendo assim este fator é de fundamental importância para explicar a diversidade de artrópodes (DONOSO et al., 2013). O trabalho de Sakchoowong et al (2015) aponta que a sazonalidade influencia também a assembleia de formigas. O pressuposto de Sakchoowong, não foi analisado neste trabalho, uma vez que as coletas foram realizadas apenas em uma época do ano. Cabe destacar que a quantidade de serapilheira é menor em épocas de chuvas (SANCHES et al., 2009). Assim, novos

levantamentos devem ser feitos durante o período de seca para que esse outro fator seja testado.

### 3.5 CONCLUSÃO

Não foi evidente o efeito de diferentes espécies de árvores e a relação de leguminosas e não leguminosas sob a comunidade de formigas. Assim, a crescente publicação de trabalhos que abordam a relação de formigas com diferentes espécies de árvores é importante para o melhor entendimento dessa relação em áreas de restauração ecológica. Outro ponto importante é investigar os fatores que afetam a comunidade de formigas, como sazonalidade, qualidade de serapilheira, taxa de competição e predação, já que a altura da serapilheira e as características das árvores foram análises, neste estudo, não suficientes.

Já para os outros artrópodes foi possível encontrar relações estatísticas com alguns organismos, indicando que a espécie *Piptadenia gonoacantha* tem grande potencial na restauração ecológica da comunidade de Collembola e Diplopoda e árvores leguminosas proporciona um ambiente mais adequado para Collembola e Isopoda.

## CONCLUSÃO GERAL

A eficácia da utilização de formigas em monitoramentos de áreas em regeneração foi corroborada com os resultados encontrados neste trabalho, porém novas pesquisas devem ser realizadas para a incorporação de estudos em situações diferentes das que foram analisadas; por exemplo, em relação a outros usos passados do solo que não puderam ser analisados devido ao baixo número de publicações.

Em relação ao estudo local, as análises da assembleia de formigas não identificaram padrões importantes para serem usados em monitoramentos de restauração ecológica. No entanto, é possível que a falha em detectar padrões se deve ao curto tempo de duração do experimento. Já para outros artrópodes, encontramos padrões que corroboram estudos anteriores e que devem ser mais investigados para o desenvolvimento de protocolos de monitoramento de processos de restauração ecológica.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTI, D., ALONSO, L.E. The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. Biological. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 204–206. 2000.

ALENCAR, J. Biodiversity and temporal distribution of immature culicidae in the Atlantic Forest, Rio de Janeiro State. *PLoS ONE*. v 11, n. 7, p. 1–15, 2016.

AMADOR, D. B. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. In: KAGEYAMA, P. Y. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, p.333-340. 2003.

ANDERSEN, A.N. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proc Ecol Soc Aust*. v 16, p. 347–57, 1990.

ANDERSEN, A. N., MAJER, J. D. Ants show the way Down Under : invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers Ecology Environment*. v 2, p. 291–298, 2004.

ANDERSEN, A.N. Sampling communities of ground foraging ants: pitfall catches compared with quadrat counts in an Australian tropical savanna. *Australian Journal of Ecology*, v 16, p. 273–279. 1991.

ANDERSEN, A.N. A global ecology of rainforest ants: functional groups in relation to environmental stress and disturbance. In: Agosti D, Majer J, Alonso L, Schultz T (eds) *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, biological. Smithsonian Institution Press, Washington, pp 25–34. 2000.

ANDERSON, J.M. Inter- and intra-habitat relationships between woodland cryptostigmata species diversity and the diversity of soil and litter microhabitats. *Oecologia*. v 32, p. 341–348, 1978.

ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOC'H, E., OVALLE, C., PONTANIER, R., Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A View from the South. *Restoration Ecology*, p. 8–17. 1993.

AZEVEDO, A.D.. Composição florística e estoque de carbono em áreas de recuperação da mata atlântica na bacia do rio Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ. Dissertação de mestrado em Ciências Ambientais e Florestais, UFRRJ. p. 176. 2012.

BANKS-LEITE, C., PARDINI, R., TAMBOSI, L.R., PEARSE, W.D., BUENO, A.A., BRUSCAGIN, R.T., CONDEZ, T.H., DIXO, M., IGARI, A.T., MARTENSEN, A.C., METZGER, J.P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*. p. 1041–1045. 2014

BASSET, Y. Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 47, n. 2, p. 115–133, 1992.

- BEDUSCHI, L. E. C. Redes sociais em projetos de recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. ESALQ, USP. Piracicaba, SP. 145 p. 2003.
- BENAYAS, J.M.R., NEWTON, A.C., DIAZ, A., BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science*. v 325, p. 1121–1124. 2009.
- BIHN, J.H., VERHAAGH, M., BRA, M., BRANDL, R., Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals ? Recovery of ant diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Biological Conservation*. 2008
- BISEVAC, L., MAJER, J.D., Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heathland, Western Australia. *Restoration Ecology*. v 7, p. 117–126. 1999.
- BORENSTEIN M., HEDGES L. V., HIGGINS J. P. T., Rothstein H. R. Introduction to meta- analysis. *John Wiley & Sons*. 2009.
- BRADSHAW, A.,. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering*. v 8, p. 255–269. 1997.
- BRANDÃO, C.R.F., SILVA, R.R. and DELABIE, J.H.C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. CRC, Boca Raton. 364 pp. 2012.
- BRITO, R.A. Taxocenose de collembola e seu papel ecológico no processo de decomposição, em áreas preservadas e degradadas de Mata Atlântica. Dissertação de mestrado em ecologia e conservação da Universidade Estadual da Paraíba. 2013.
- BRUDVIG, L.A., BARAK, R.S., BAUER, J.T., CAUGHLIN, T.T., LAUGHLIN, D.C., LARIOS, L., MATTHEWS, J.W., STUBLE, K.L., TURLEY, N.E. AND ZIRBEL, C.R. Interpreting variation to advance predictive restoration science. *Journal of Applied Ecology*, v 54, p. 1018-1027. 2017.
- CERDA, X., ARNAN, X., RETANA, J. Is competition a significant hallmark of ant (Hymenoptera: Formicidae) ecology? *Myrmecological News*, v 18, p. 131-147. 2013.
- CHAZDON, R.L., LETCHER, S.G., VAN BREUGEL, M., MARTINEZ-RAMOS, M., BONGERS, F. FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Sociobiology*. v 362, p. 273–289. 2007.
- CHEN, X., ADAMS, B., BERGERON, C., SABOLINDA, A., HOOPER-BUI, L. Ant community structure and response to disturbances on coastal dunes of Gulf of Mexico. *Insect Conservacion*., v 19. 2015.
- CHU, W. Y. S. L. M. Ant assemblages on rehabilitated tropical landfills. *Biodiversity Conservation*, p. 3685–3697, 2010.
- COLEY, P.D., BARONE, J.A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Ecol Syst*. v 27.p 305–335. 1996.
- CORREIA, M. E. F. Distribuição, preferência alimentar e transformação de serrapilheira por diplópodes em sistemas florestais. 2003. 100 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

COUTO, A. V. S. Padrões de habitats das espécies de Begonia (Begoniaceae) na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Monografia., p. 63 p., 2010.

CROUZEILLES, R., CURRAN, M., FERREIRA, M.S., LINDENMAYER, D.B., GRELLE, C.E.V., REY BENAYAS, J.M., A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications* v 7, p. 1–8. 2016.

DENSLOW, J. S.; GUZMAN G., S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, v. 11, n. 2, p. 201–212, 2000.

DIAS, P.F., CORREIA, E.F., RODRIGUES, K.M., FRANCO, A.A. Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha*. *Franco3 Pesq Agropec Trop* v, 37(1) p. 38-44. 2007

DOMINY, N.J., LUCAS, P.W., WRIGHT, S.J. Mechanics and chemistry of rain forest leaves: canopy and understorey compared. *J Exp Bot.* v 54. p 2007–2014. 2003.

DONOSO, D. A. Trees as templates for trophic structure of tropical litter arthropod fauna. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 61, p. 45–51, 2013.

DONOSO, D. A.; JOHNSTON, M. K.; KASPARI, M. Trees as templates for tropical litter arthropod diversity. *Oecologia*, v. 164, n. 1, p. 201–211, 2010.

DUNN, R.R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* v 18, p. 302–309.2004.

EISENHAUER, N.; SABAIS, A. C. W.; SCHEU, S. Collembola species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 43, n. 8, p. 1697–1704, 2011.

ELLIS E.C., KLEIN GOLDEWIJK K., SIEBERT S., LIGHTMAN D., RAMANKUTTY N., Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology. Biogeography* v19, p. 589–606. 2010.

EVANS, J., Planted forests of the wet and dry tropics: their variety, nature, and significance. *New Forests* v 17, p. 25–36. 1999.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K., Global consequences of land use. *Science* v 309, p. 570–574. 2005.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, v.7, p. 1221 – 1244, 1998.

FUKAMI, T. Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. *V* 46: p. 1–23. 2015.

GRAHAM, J.H., KRZYSIK, A.J., KOVACIC, D. DUDA, J.J. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators* v 9 p. 866-877. 2009.

- GUARIGUATA, M.R., OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, v 148 p. 185-206. 2001.
- BACCARO, F.B. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. INPA, 2015. 388
- HARRINGTON, C. Forests planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forests*, v. 17, p. 175–190, 1999.
- HOBBS, R.J., NORTON, D.A., Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* v 4, p. 93-110. 1996.
- HOLL K.D., AIDE T.M. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* v 261 p.1558–1563. 2011.
- IVES, A.R., KLUG, J.L. GROSS, K. Stability and species richness in complex communities. *Ecology Letters*. 2001.
- KASPARI, M.. Removal of seeds from Neotropical frugivore droppings: ant responses to seed number. *Oecologia*. v 95. p 81–88. 1993.
- KREMEN, C., COLWELL, R.K., ERWIN, T.L., MURPHY, D.D., NOSS, R.F., SANJAYAN, M. A, Arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* v 7, p. 796–808. 1993.
- LALIBERTÉ, E., WELLS J., DECLERCK F., METCALFE D.J 410 ., CATTERALL C.P., QUEIROZ C., AUBIN I., BONSER S.P., DING Y., FRATERRIGO J.M., MCNAMARA S., MORGAN J.W., SANCHEZ-MERLOS D, VESK P.A., MAYFIELD M.M. Land use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* v 13 p. 76-86. 2010.
- LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, v. 27, n. 2, p. 157–164, 2004.
- LEAL, I.R., BIEBER, A.G.D., TABARELLI, M., ANDERSEN, A.N., Biodiversity surrogacy: Indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation* 19, 3347–3360. 2010.
- LEONARD, M. A. and Anderson, J. M. Growth dynamics of Collembola (*Folsomia candida*) and a fungus (*Mucor plumbeus*) in relation to nitrogen availability in spatially simple and complex laboratory systems.. *Pedobiologia* v.35, p. 163\_ 173. 1991
- LOBRY DE BRUYN, L.A. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 425–441. 1999.
- LOPES, C.T., VASCONCELOS, H.L., Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling Ants in the Brazilian Cerrado. *Neotropical entomology* 37, 399–405. 2008.
- LOUZADA, J., Gardner, T., Peres, C., Barlow, J. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. *Biological Conservation* v 143, p. 1102-1109. 2010.
- MAJER J.D. Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands. Cambridge University Press, *Carnbridge*. 547 pp. 1989.

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. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Para, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 12, 257-273.1996.

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

MELI, P., HOLL, K.D., BENAYAS, J.M.R., JONES, H.P., JONES, P.C., MONTOYA, D., MATEOS, D.M., A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos ONE* v 12, p. 1–17. 2017.

MILCU, A. et al. Earthworms and legumes control litter decomposition in a plant diversity gradient. *Ecology*, v. 89, n. 7, p. 1872–1882, 2008.

MOORE, J. C.; WALTER, D. E.; HUNT, H. W. Arthropod Regulation of Micro- and Mesobiota in Below-Ground Detrital Food Webs. *Annual Review of Entomology*, v. 33, n. 1, p. 419–435, 1988.

NAKAMURA, A.; PROCTOR, H.; CATTERALL, C. P. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management and Restoration*, v. 4, n. SUPPL., p. 20–28, 2003.

OLIVEIRA, M.V., FRANÇA, E.C.B., FEITOSA, R.M., CORREIA, M.E.F., QUEIROZ, J.M., Ninhos de *Atta sexdens* (Hymenoptera: Formicidae) podem afetar a estrutura da assembleia de artrópodes do solo na Mata Atlântica? *Iheringia*. p. 1–8, 2018.

PARMESAN, C., RYRHOLM, N., STEFANESCU, C., HILL, J.K., THOMAS, C.D., DESCIMON, H., BRIAN HUNTLEY, B., KAILA, L., KULLBERG, J., TAMMARU, T., TENNENT, W.J., THOMAS, J.A., WARREN, M., Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* v 99, p. 579–583. 1999.

R Development Core Team. R: A Language and environment for statistic computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2016.

RAMOS, L.D.S., MARINHO, C.G.S., BONETTI FILHO, R.Z., DELABIE, J.H.C., SCHLINDWEIN, M.N., Impacto de iscas formicidas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação. *Neotropical Entomology* v 32, p. 231–237. 2003.

RAMOS, L.D.S., ZANETTI, R., MARINHO, C.G.S., DELABIE, J.H.C., SCHLINDWEIN, M.N., ALMADO, R.D.P., Impacto das capinas mecânica e química do sub-bosque de *Eucalyptus grandis* sobre a comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Revista Árvore* v 28, p. 139–146. 2004.

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

RIBAS, C.R., SCHOEREDER, J.H., PIC, M., SOARES, S.M., Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* v 28, p. 305–314. 2003.

- Ricklefs, R.E. *Economia da natureza*. Guanabara Koogan v6. p 572. 2010.
- RUIZ-JAEN, M.C., Aide, T.M., Restoration success: how is it being measured ? *Restoration Ecology* v 13, p. 569–577. 2005.
- SAKCHOOWONG, W. et al. Influence of leaf litter composition on ant assemblages in a lowland tropical rainforest in Thailand. *Asian Myrmecology*, v. 7, n. 1, p. 57–71, 2015.
- SANCHES, L. et al. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição Seasonal dynamics of the litterfall production and decomposition in tropical transitional forest. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 2, p. 183–189, 2009
- SANSEVERO, J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: Community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*, v. 19, n. 3, p. 379–389, 2011.
- SCHEU, S., THEENHAUS, A., JONES, T.H., Links between the detritivore and the herbivore system: effects of earthworms and Collembola on plant growth and aphid development. *Oecologia*, v. 119, p. 541e551. 1999.
- SERRANO, M. B. Collembola como bioindicadores da qualidade do solo de áreas recuperadas da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA /Manaus : Dissertação de mestrado. 2009.
- Siddig, A.A.H., ELLISON, A.M., OCHS, A., VILLAR-LEEMAN, C., LAU, M.K., How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change ? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators* v 60, p. 223–230. 2016.
- SINGH, J. S.; KHURANA, E. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest : a review. *Environmental Conservation*, v. 28, n. 1, p. 39–52, 2001.
- SOUZA, F., Batista, J. Restoration of seasonal 467 semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* v 191: p. 185-200. 2004.
- SOUZA, M.H., RIBEIRO, B.C., OLIVEIRA, A.P.G. Macrofauna do solo biosfera, *Centro Científico Conhecer* , v.11 n.22; p. 2015
- SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* v 42 p. 465–487. 2011.
- SUDING, K., HIGGS, E., PALMER, M., CALLICOTT, J.B., ANDERSON, C.B., BAKER, M., GUTRICH, J.J., HONDULA, K.L., LAFEVOR, M.C., LARSON, B.M.H., RANDALL, A., RUHL, J.B., SCHWARTZ, K.Z.S. Committing to ecological restoration. *Science*, v 348, p. 638-640. 2015.
- TONHASCA Jr., A. . *Ecologia e História Natural da Mata Atlântica*. Rio de Janeiro, Interciência. 197p. 2005.
- UNDERWOOD, E. C.; FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring : If , when , and how. v. 2, 2006.

- VARGAS, A.B., Queiroz, J.M., Mayhé-Nunes, A.J., Souza, G., Ramos, E.F., 2009. Teste da regra de equivalência energética para formigas de serapilheira: efeitos de diferentes métodos de estimativa de abundância em floresta ombrófila. *Neotropical Entomology*, 867–870. 2009.
- VELOSO, H. P., RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambiental, Rio de Janeiro, 124 p., 1991.
- VEPSÄLÄINEN, K., PISARSKI, B., Competition hierarchies in ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Annales Zoologici* v 42, p.321–329. 1989.
- WHITE, P.S., WALKER, J.L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, v 5, p. 338-349. 1997.
- WILLIAMS LJ, BUNYAVEJCHEWIN S, Baker PJ. Deciduousness in a seasonal tropical forest in western Thailand: interannual and intraspecific variation in timing, duration and environmental cues. *Oecologia* v. 155, p. 571–582. 2008.
- WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology*, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.
- York, A., Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *Austral Ecology* v 25, p.83–98. 2000.
- ZAK, D. R., TILMAN, D., PARMENTER, R. R. Plant production and soil organisms in late-successional ecosystems: a continental scale study. *Ecology*, v. 75: p. 2333-2347. 1994.

## ANEXO

Tabela A1 Lista de artigos utilizados para meta análise e sua classificação quanto ao ecossistema, uso passado do solo e técnica de restauração. NA corresponde aos dados não presentes no trabalho.

Referência	Revista	Ecossistema	Uso passado	Técnica
Andersen (1993)	Restoration Ecology. Vol 1. 156-167	Tropical	Mineração	NA
Andersen et al. (2003)	Ecological management e restoration. Vol 4. 12-19	Tropical	Mineração	Ativo
Anselm & Retana (2006)	Ecography. Vol 29. 231-239	Temperado	Fogo	Natural
Bihn et al. (2010)	Biological conservation. Vol 142. 733-743	Temperado	Pasto	Natural
Bisevac & Majer (1999)	Restouration Ecology. Vol 7. 117-126	Temperado	Mineração	Ativo
Cabrera et al. (1998)	Studies of Neotropical Fauna & Environment. Vol 33. 85-92	Tropical	Agricultura e fogo	Natural
Coelho et al. (2009)	Sociobiology. Vol 54. 51-63	Tropical	Madeira	Ativo
Dauber & Wolters (2005)	Basic and Appied ecology. Vol6. 83-91.	Temperado	Pasto	Natural
Dekoninck et al. (2008)	Eur. J. Entomol. Vol 105. 681-689	Temperado	Pasto	Ativo
Dekoninck et al. (2010)	Restoration Ecology. Vol 18. 681-690	Temperado	Pasto e mineração	Natural
Dominguez-Haydar & Armbrrecht (2011)	Restoration Ecology. Vol 19. 178-184	Tropical	Carvão	Ativo
Estrada & Fernández (1999)	Biologia Tropical. Vol47. 189- 201	Tropical	Madeira	Ativo
Gallé et al. (2016)	Agricultural and Forest Entomology. Vol 18. 151-156	Temperado	Agricultura	Ativo
Gibb & Cunningham (2013)	Journal of Applied Ecology. Vol 50. 449-458.	Temperado	Pasto	Ativo
Gollan et al. (2011)	Ecological Indicators. Vol 11. 1517-1525	Temperado	Pasto	Ativo
Gomes et al. (2014)	Sociobiology. Vol 61. 250-257	Tropical	Agricultura	Ativo
Hamburg et al. (2004)	Restoration Ecology. Vol 12. 552-558	Temperado	Mineração	Ativo
Lomov et al. (2009)	Austral Ecology. Vol 34. 751 - 760	Temperado	Madeira e fogo	Ativo
Neves et al. (2006)	Unimontes Cientifica. Vol 8. 59-68	Tropical	NA	Ativo
Niemelã et al. (1996)	Ecography. Vol 19. 352 - 368	Temperado	Agricultura e fogo	Natural
Ottonetti et al. (2006)	Restoration Ecology. Vol 14. 60-66	Temperado	Mineração	Ativo
Palladini et al. (2007)	Forest Ecology and Management. Vol242. 619-624	Temperado	Fogo	Natural
Pérez et al. (2006)	Caribbean Journal of Science. Vol 43. 244-253	Tropical	Pasto	Natural
Pik et al. (2001)	Environmental Monitoring and Assessment. Vol 75. 179-199	Temperado	Diversos	Ativo
Schmidt et al. (2013)	Ecological Indicators. Vol 24. 158-166	Tropical	Diversos	Natural
So & Chu (2010)	Biodivers conserv. Vol 19. 3685-3697	Tropical	Aterro	Ativo
Sonthichai et al. (2006)	Kasetsart J. Vol 40. 882-889	Tropical	Madeira	Ativo
Staab et al. (2014)	Acta Oecologica. Vol 61. 32-40	Temperado	Agricultura	Ativo

Vasconcelos (1999)	Biodiversity and conservation. Vol 8. 409-420	Tropical	Pasto	Ativo
Vele et al. (2011)	European Journal of Soil Biology. 47. 349-356	Temperado	Agricultura	Ativo
Wike et al. (2009)	Journal of Insect Science. Vol10. 1-16	Temperado	Eucalipto	Ativo
Wodika et al. (2014)	Restoration Ecology. Vol 22. 456 -464	Temperado	Pasto	Ativo

---