



**ELISANGELA APARECIDA DA SILVA**

**ATIVIDADES ANTRÓPICAS AFETAM A  
BIODIVERSIDADE? ESTUDOS DE CASO  
SOBRE EXPLORAÇÃO FLORESTAL NA  
AMAZÔNIA E MINERAÇÃO DE FERRO EM  
MINAS GERAIS**

**LAVRAS – MG**

**2014**

**ELISANGELA APARECIDA DA SILVA**

**ATIVIDADES ANTRÓPICAS AFETAM A BIODIVERSIDADE?  
ESTUDOS DE CASO SOBRE EXPLORAÇÃO FLORESTAL NA  
AMAZÔNIA E MINERAÇÃO DE FERRO EM MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, área de concentração em Entomologia Florestal – manejo integrado de pragas e controle biológico, para a obtenção do título de “Doutor”.

**Orientador**

Dr. Ronald Zanetti

**Coorientadora**

Dra. Carla Rodrigues Ribas

**LAVRAS – MG**

**2014**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e  
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Silva, Elisangela Aparecida da.

Atividades antrópicas afetam a biodiversidade? Estudos de caso sobre exploração florestal na Amazônia e mineração de ferro em Minas Gerais / Elisangela Aparecida da Silva. – Lavras : UFLA, 2014.

146 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Ronald Zanetti.

Bibliografia.

1. Comunidade de formigas. 2. Comunidade de artrópodes. 3. Biodiversidade. 4. Exploração de madeira de impacto reduzido. 5. Restauração ecológica. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.967

**ELISANGELA APARECIDA DA SILVA**

**ATIVIDADES ANTRÓPICAS AFETAM A BIODIVERSIDADE?  
ESTUDOS DE CASO SOBRE EXPLORAÇÃO FLORESTAL NA  
AMAZÔNIA E MINERAÇÃO DE FERRO EM MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, área de concentração em Entomologia Florestal – manejo integrado de pragas e controle biológico, para a obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA em 07 de julho de 2014.

Dra. Vivian Eliana Sandoval Gómez	UFV
Dra. Carla Rodrigues Ribas	UFLA
Dr. Eduardo Van Den Berg	UFLA
Dr. Paulo dos Santos Pompeu	UFLA
Dr. Tadeu José de Abreu Guerra	UFLA

Dr. Ronald Zanetti

**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2014**

“Só enquanto eu respirar vou me lembrar de você”... (Teatro Mágico)

**Dedico o que de melhor houver:**

À Eloíza, por ser minha mãe. A quem devo a essência da minha vida e a oportunidade de construir minha própria história.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, por meio do Departamento de Entomologia e Programa de Pós-Graduação em Entomologia, por todo o apoio, treinamento e estrutura proporcionada.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de doutorado e taxa de bancada, recurso financeiro vital para realização do projeto de doutorado.

Ao Prof. Ronald Zanetti, por ter aberto as portas do seu laboratório para mim, pelo apoio, confiança e atenção em sempre buscar uma maneira para me auxiliar sempre que precisei. Por ter sido solidário comigo em todos os momentos. Obrigada!

À Carla que me coorientou, pelo apoio que foi fundamental na elaboração e desenvolvimento para a realização deste trabalho. Por me ensinar a difícil arte da escrita científica, ajudando-me a superar muitas das minhas limitações. Por não desistir de mim e pelas muitas vezes que eu perdi o foco e ao seu modo sempre procurando me ajudar (mesmo que com olhar). Obrigada por tudo, mesmo!

À melhor estagiária que eu poderia ter, Tamara Moretti, sem você o trabalho teria sido muito mais difícil. Além de ser tão eficiente e responsável, tornou-se uma querida amiga. Obrigada, por ter me mostrado de maneira tão simples a importância de uma janela!

Aos membros da banca, professores Vivian Eliana Sandoval, Eduardo Van Den Berg, Paulo Pompeu e Tadeu Guerra por aceitarem participar desta importante fase do trabalho.

Aos funcionários da Vale S.A. Ramon Braga, Cássio Mendanha e principalmente ao Anderson Matos, que nos ajudaram a executar o trabalho de decomposição nos orientando nas áreas de mina.

Ao Grupo Orsa Florestal, por permitir a realização deste trabalho em sua área e pelo suporte logístico. À Juliana Silveira, pelo contato para realização da coleta no Projeto Jari; ao Júlio Louzada, Toby Gardner e Jos Barlow, pelo apoio na logística e no processo de organização das coletas nas áreas do projeto Jari na Amazônia.

A Vanesca Korasaki, Sarney e Irmão pela ajuda nas coletas das formigas na Amazônia, se não fosse por vocês realmente não teria saído mesmo. Obrigada!

A Vilani Matila (Villa) e Raimunda (Ray), queridas amigas que a Amazônia me deu, jamais esquecerei de vocês.

Ao Dr. Antônio Brescovit (Instituto Butantã), pela identificação das aranhas.

Ao Rodrigo Feitosa pela amizade e por me ajudar na identificação das espécies de formigas.

Ao Leopoldo Bernardi, por ter me ajudado com o contato de especialista para identificação dos ácaros. Ao Paulo Amorim (UFMG), pela valiosa ajuda na identificação dos ácaros. Ao Nikolas Cipola (Inpa), pela identificação dos collembolas e por sempre estar disponível para sanar minhas dúvidas em relação a esse grupo.

Ao prof. Paulo Trugilho, especialmente a Claudinéia e ao Antônio Claret do Laboratório de Biomateriais do Departamento de Engenharia florestal/UFLA pelo empenho em ensinar e me ajudar nos procedimentos das análises químicas dos nutrientes.

Agradeço também à secretária da Entomologia-UFLA, Érica Campos, pelo grande trabalho que realiza, sempre com disponibilidade e atenção.

Agradeço aos colegas do laboratório de ecologia de formigas que colaboraram na coleta dos artrópodes, em momentos que não pude ir: Ananza e Rafael Cuissi (Verde) e na identificação dos exemplares de formigas: Ernesto

Cãnedo Júnior, Grazielle Santiago, Luana Zurlo e Rafael. Em especial, agradeço ao Verde, por ter participado de vários momentos deste trabalho, por atender todas as minhas ligações com pedido de socorro, por todo apoio e incentivo, ainda ao Antônio, Chaim, Fernanda e Vinícius (Japa) pela convivência agradável e divertida. Ao Ernesto, por todas as boas risadas e por “roubar” comigo os lanches após as defesas. As queridas estagiárias BICjr Ana Luiza e Yasmin, por toda ajuda na triagem, organização e identificação das formigas. Pela amizade, carinho e pelas boas risadas. Obrigada!

Aos colegas do laboratório de Entomologia Florestal, Alexandre Arnold, Alexandre Santos, Carol, Fani, Juara, Juliana e Willian pela amizade, companheirismo e pela boa convivência. Obrigada!

A Cecília Leal, Evelyn Alecrim, Moreno Rodrigues, Ricardo Solar e Vanesca Kosasaki pelas discussões e ajuda nas análises estatísticas, mesmo as não realizadas (Gradient Forest).

A Léia, D. Irene e Julinho por serem tão especiais para todos nós, e por fazerem da entomologia um ambiente muito melhor.

A Carla, Danilo e Duda por todas as vezes que me receberam na rodoviária, por me abrigarem em sua casa por mais de uma vez, pela comida, cama quentinha e por terem sido minha família em Lavras. Obrigada!

Às queridas amigas Daniela Forencio, Dayse, Fernanda, Valéria e Tati Marques, por me beneficiarem com a honra de sua amizade.

A todos que comigo dividiram o mesmo teto (em diferentes fases), Carol, Mariana, Poly, Sandra, Taís e agregados Aninha e Michel por fazerem parte e dividirem suas vidas comigo. Em especial, à Carol, pelos momentos de alegria e companheirismo nas horas difíceis. Obrigada por tudo!

Ao Lucas, meu amigo e agora afilhado, por ser um grande companheiro de caminhada e pelo trato desajeitado, mas com muita bondade.

Aos meus queridos amigos Ana Frida, Antônio (mucura), Claudinéia (Clau), Esvanei Matucari, Fernando Hiroshi, Orilso, Paulo (loco), Josiane, Lurdes, Luty, Renata, Rose e Crescente, que apesar da distância, estarão sempre presentes em minhas boas lembranças.

À minha família: mãe, pai, irmãos e sobrinhos, que mesmo distante, sempre está ao meu lado me apoiando, incentivando e me dando força em todos os momentos, sobretudo nos mais difíceis, quando sua presença se faz mais intensa.

Aos meus eternos orientadores: Professor Arno Rieder (iniciação científica), Zhé e Tathi (mestrado), minha eterna gratidão pela orientação de vocês, certamente lhes tenho como referencial profissional e pessoal.

E quase por último ao Moreno, por ser tão importante nesta minha existência. Por estar ao meu lado (mesmo distante), em todos os momentos de dificuldade ou não, esses que passaram e outros virão, e que nos deixam mais próximos e consolidam nosso desejo de estarmos juntos de maneira incondicional.

A Deus, por ser tão presente em minha vida, por me guiar, por me dar força necessária e pela capacidade de me eternizar enquanto ser humano.

## RESUMO

O objetivo geral foi avaliar o impacto e a recuperação após o impacto do corte seletivo e da mineração sobre as formigas e espécies de artrópodes de serapilheira e seu efeito no funcionamento dos ecossistemas. O presente trabalho é constituído de dois capítulos. No primeiro, avaliamos a resposta das formigas ao tempo de recuperação e da intensidade de corte seletivo na Amazônia. Áreas recém manejadas, com um ano de pós-corte apresentam maior riqueza de espécies de formigas. Já a riqueza de formigas dos diferentes microhabitats não se diferenciou com o tempo, e nem com a intensidade de corte seletivo. Das variáveis medidas, a densidade de árvores retiradas e o percentual de argila no solo tiveram efeito negativo sobre a riqueza de formigas total e epigéicas. Entretanto, essas variáveis não se diferenciaram entre as áreas e intensidades de corte-seletivo. A composição de espécies total e de cada microhabitat foram diferentes entre as áreas, porém com elevado número de espécies compartilhadas, sendo esse parâmetro pouco explicado pela densidade de madeira extraída, intensidade de corte, e percentual de areia no solo. Assim, vimos que o corte seletivo de impacto reduzido leva a mudanças sutis na biodiversidade devido à forma como é realizado. No segundo capítulo, investigamos o efeito das áreas em processo de reabilitação após atividades da mineração sobre a comunidade de artrópodes da serapilheira e das funções ecológicas. A riqueza de espécies e de grupos funcionais de artrópodes não foi alterada com o tempo de reabilitação, indicando que o tempo avaliado ainda não apresentou modificações ecossistêmicas capazes de evidenciar a recuperação dos grupos estudados nas áreas. A composição da comunidade de artrópodes variou entre as áreas em reabilitação, devido os diferentes grupos de artrópodes consumirem uma diversa gama de recursos e as áreas serem estruturalmente distintas e estarem em diferentes idades de reabilitação, substratos e proximidade de áreas fonte. A riqueza da comunidade de artrópodes e de grupos funcionais não influenciou nos processos de decomposição e liberação de nutrientes. Isso pode indicar a redundância assumida por grupos de espécies de artrópodes de modo que outros fatores podem ser determinantes para a decomposição e liberação de nutrientes. De modo geral, áreas com impacto da mineração levaram a mudanças sutis na comunidade de formigas e de outros artrópodes e das variáveis ambientais.

**Palavras-chave:** Biodiversidade. Comunidade de formigas. Comunidade de artrópodes. Exploração de madeira de impacto reduzido. Restauração ecológica.

## ABSTRACT

The overall main of this thesis was to evaluate the impact and the impact recovery of selective logging and mining over using ants and leaf litter arthropod species and the consequent effect on ecosystem functioning. This work consists of two chapters. First, we evaluated the response of ants to the recovery time and intensity of selective logging in the Amazon. Recent managed areas, with one year of post-cutting, have higher ant species richness. However, the ant species richness in different microhabitats did not differ over time, neither with the selective cutting intensity. Among the measured variables, the density of removed trees and the percentage of clay in the soil had a negative effect on total and epigeic ant species richness. These variables did not differ between areas and neither between intensities of selective cutting. The total and of each microhabitat species composition were different between areas, but with a high number of shared species, being this parameter explained by the density of extracted timber, cutting intensity, and percentage of sand in the soil. Thus, we verified that the selective logging with reduced impact leads to subtle changes in biodiversity due to how it is performed. In the second chapter, we investigated the effect of the areas in the rehabilitation process after mining over the leaf litter arthropods community and over ecological functions. The richness of species and of arthropods functional groups has not changed with the rehabilitation time, indicating that the assessment time was not enough to show ecosystem changes able to recover the groups studied in the areas. The composition of the arthropod community varied between the areas in rehabilitation process due to the fact that the different groups of arthropods consume a diverse range of resources and that the areas are structurally distinct and have different rehabilitation ages, substrates and proximities to source areas. The arthropod species richness and functional groups did not influence the processes of decomposition and nutrient release. This may indicate redundancy assumed by groups of arthropods and that other factors may be determinant to influence decomposition and nutrient release. In general, areas with mining impact led to subtle changes in ants and other arthropods communities and in environmental variables.

**Keywords:** Biodiversity. Ant community. Arthropod community. Reduced impact logging. Ecological restoration.

## LISTA DE FIGURAS

Artigo 1		
Figura 1	Localização geográfica da área de estudo. <b>(A)</b> Estado do Pará, nordeste da Amazônia; <b>(B)</b> Região do Jari, limites do projeto e os platôs estudados e <b>(C)</b> Círculos delimitam as áreas das parcelas (10ha) amostradas para cada platô, as localidades nomeadas Guette e Bituba (um e cinco anos) de exploração com as parcelas amostradas, respectivamente.....	35
Figura 2	Esquema mostrando a disposição dos pontos amostrais (A, B, C, D, E e F) para cada parcela de 400m x 250m.....	38
Figura 3	Esquema mostrando a disposição dos <i>pitfalls</i> em cada ponto amostral.....	38
Figura 4	Riqueza média e erro-padrão de espécies de formigas nos diferentes tempos de pós-corte (um e cinco anos), em áreas de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia.....	44
Figura 5	Porcentagem de areia nos diferentes tempos de pós-corte (um e cinco anos), em áreas de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia.....	46
Figura 6	Influência das diferentes variáveis ambientais sobre a riqueza de espécies de formigas. <b>(A)</b> riqueza total (três micro-habitats juntos) e <b>(B)</b> riqueza de epigeicas, em áreas de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia. Distribuição da porcentagem dos efeitos independentes das variáveis ambientais medidas sobre a riqueza de espécies de formigas como determinado pelo particionamento hierárquico. As barras pretas representam os efeitos significativos ( $p < 0,05$ ), como determinado por testes de randomizações e as barras cinza representam efeitos não significativos. Relações negativas são mostradas pelos símbolos (-). Densidade = densidade de árvores retiradas, Areia total = percentual de areia no solo, CB. vegetal = cobertura vegetal e Argila = percentual de argila no solo.....	47
Artigo 2		
Figura 1	Foto das áreas de reabilitação em locais de mineração da Vale S.A. em Nova Lima-MG, Brasil. (A) Dois anos de reabilitação (Reab 2); (B) Quatro anos de reabilitação (Reab 4); (C) Seis anos de reabilitação (Reab 6); (D) Oito anos de reabilitação (Reab 8); (E) Dez anos de reabilitação (Reab 10); (F) Mata ciliar (área não impactada - controle) (MC).....	87

Figura 2	Desenho esquemático da disposição dos quadrados em campo. Os quadrados pretos ( ) representam as bolsas de decomposição.....	87
Figura 3	Foto com vista geral de um quadrado 1 m <sup>2</sup> , mostrando a disposição das quatro bolsas de decomposição em campo.....	88
Figura 4	Média ± desvio padrão das variáveis utilizadas para avaliar a complexidade ambiental nas diferentes áreas com diferentes tempos de reabilitação após a mineração da Vale S.A. em Nova Lima, Minas Gerais, Brasil. Colunas seguidas por letras diferentes indicam diferenças significativas. As variáveis ambientais DSB (Densidade de sub-bosque) - Fig. 1A, DL (Diversidade de serapilheira) Fig. 1B e AD (Abertura de dossel) Fig. 1C. MC1_MC2 = Mata ciliar (áreas não impactadas - controle), Reab 2 = área com dois anos de reabilitação, Reab 4 = área com quatro anos de reabilitação, Reab 6 = área com seis anos de reabilitação, Reab 8 = área com oito anos de reabilitação e Reab 10 = área com dez anos de reabilitação.....	98
Figura 5	Distribuição da porcentagem dos efeitos independentes de cada variável ambiental medida sobre a riqueza de espécies de artrópodes detritívoros como determinado pelo particionamento hierárquico, em áreas com diferentes tempos de reabilitação após a mineração da Vale S.A. em Nova Lima, Minas Gerais, Brasil. A barra preta representa efeitos significativos (p < 0,05), como determinado por testes de randomizações e as barras cinza representam efeitos não significativos (p > 0,05). (-) – relação negativa. DSB = Densidade de sub-bosque, PSS = Peso seco de serapilheira, DL = Diversidade de serapilheira e AD = Abertura de dossel.....	99

## LISTA DE TABELAS

Artigo 1		
Tabela 1	Número de espécies de formigas coletadas em três micro-habitats em dois platôs amostrados em diferentes intensidades e tempos de pós-corte em uma área de manejo florestal na região do Jari, Amazônia. Um ano e cinco anos = tempos de pós-corte das áreas que foram submetidas ao corte seletivo.....	43
Tabela 2	Resultados do efeito das variáveis sobre a riqueza de espécies de formigas para os três microhabitats: arborícolas, epigéicas e hipogéicas.....	45
Tabela 3	Resultados da distribuição da porcentagem dos efeitos independentes das variáveis ambientais medidas sobre a riqueza de espécies de formigas total (três micro-habitats juntos), arborícolas, epigeicas e hipogeicas, como determinado pelo particionamento hierárquico. Relações negativas são mostradas pelos valores de (-) e diferenças significativas estão em negrito. * $P < 0.01$ .....	48
Tabela 4	Resultado da DistLM utilizada para avaliar se a intensidade de corte seletivo e o conjunto de variáveis ambientais descrevem em proporções significativas e independentes a composição de espécies de formigas em áreas com diferentes tempos de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia.....	49
Artigo 2		
Tabela 2	Testes permutacionais de diferenças na posição da composição dos grupos funcionais amostrados em áreas de reabilitação com diferentes idades em locais de mineração da Vale S.A. em Nova Lima-MG, Brasil. (*) = $p < 0,001$ .....	97
Tabela 3	GLMs para riqueza total e dos grupos funcionais sobre a taxa de decomposição ( $K$ ) e liberação dos nutrientes. Os grupos funcionais seguem a mesma nomenclatura do Apêndice 1.....	100

## SUMÁRIO

	<b>PRIMEIRA PARTE</b>	
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>17</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>21</b>
	<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGOS.....</b>	<b>25</b>
	<b>ARTIGO 1 COMO O CORTE SELETIVO DE ÁRVORES AFETA AS COMUNIDADES DE FORMIGAS NA FLORESTA AMAZÔNICA BRASILEIRA?</b>	<b>26</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>29</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>33</b>
<b>2.1</b>	<b>Dados de intensidade de corte e de tempo pós-corte.....</b>	<b>33</b>
<b>2.2</b>	<b>Amostragem das formigas.....</b>	<b>36</b>
<b>2.2.1</b>	<b>Dados de intensidade de corte e de tempo pós-corte.....</b>	<b>36</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Amostragem das formigas.....</b>	<b>37</b>
<b>2.2.3</b>	<b>Densidade de árvores, Cobertura Vegetal e Textura do Solo- Variáveis Ambientais.....</b>	<b>39</b>
<b>2.3</b>	<b>Análise dos dados.....</b>	<b>39</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>42</b>
<b>3.1</b>	<b>Fauna de formigas.....</b>	<b>42</b>
<b>3.2</b>	<b>Riqueza de formigas X intensidade de corte e tempo de pós- corte.....</b>	<b>43</b>
<b>3.3</b>	<b>Composição de formigas X tempo de pós-corte, intensidade de corte e variáveis ambientais.....</b>	<b>48</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>51</b>
<b>4.1</b>	<b>Fauna de formigas.....</b>	<b>51</b>
<b>4.2</b>	<b>Riqueza de formigas X intensidade de corte e tempo de pós- corte X variáveis ambientais.....</b>	<b>53</b>
<b>4.3</b>	<b>Composição de formigas X tempo de pós-corte, intensidade de corte e variáveis ambientais.....</b>	<b>58</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>61</b>
<b>5.1</b>	<b>Implicações práticas para o manejo florestal na Amazônia.....</b>	<b>61</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>65</b>
	<b>ARTIGO 2 ÁREAS DE REABILITAÇÃO APÓS IMPACTOS DA MINERAÇÃO E SEUS EFEITOS SOBRE OS ARTRÓPODES DE SERAPILHEIRA E NO FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA.</b>	<b>78</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>81</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>85</b>
<b>2.1</b>	<b>Análises dos dados.....</b>	<b>85</b>

2.2	<b>Análises da comunidade: riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação.....</b>	86
2.3	<b>Coleta e extração da fauna de artrópodes.....</b>	88
2.4	<b>Taxas de decomposição e liberação de nutrientes.....</b>	89
2.5	<b>Coleta das variáveis ambientais.....</b>	89
2.6	<b>Análises dos dados.....</b>	90
2.6.1	<b>Análises da comunidade: riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação.....</b>	91
2.6.2	<b>Análise do funcionamento dos ecossistemas: Tempo de reabilitação, riqueza total de artrópodes e dos grupos funcionais em relação à taxa de decomposição e liberação de nutrientes.....</b>	93
3	<b>RESULTADOS.....</b>	95
3.1	<b>Fauna de artrópodes de serapilheira.....</b>	95
3.2	<b>Análises da comunidade: riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação.....</b>	96
3.3	<b>Análise do funcionamento dos ecossistemas: Tempo de reabilitação, riqueza total de artrópodes e dos grupos funcionais em relação à taxa de decomposição e liberação de nutrientes.....</b>	100
4	<b>DISCUSSÃO.....</b>	101
4.1	<b>Fauna de artrópodes de serapilheira.....</b>	101
4.2	<b>Riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação.....</b>	104
4.3	<b>Tempo de reabilitação, riqueza total de artrópodes e dos grupos funcionais em relação à taxa de decomposição e liberação de nutrientes.....</b>	107
5	<b>CONCLUSÕES.....</b>	113
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	116
	<b>CONCLUSÕES FINAIS.....</b>	131
	<b>APÊNDICES.....</b>	133

## **PRIMEIRA PARTE**

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

No último milênio, alterações ambientais causadas por processos não naturais vêm se tornando frequentes (PUTZ et al., 2012; Maccarthy et al., 2012; FISHER; EDWARDS; WILCOVE, 2013). Essas alterações são ocasionadas, principalmente, pelo elevado consumo de recursos naturais apresentado pela população humana e suas consequências recebem o nome de impacto ambiental.

Por definição, impacto ambiental é qualquer alteração significativa causada em um ou mais componentes do ambiente resultante de algum tipo de ação humana (ESPÍNDOLA et al., 2005). Muitas vezes essas atividades estão relacionadas à desestruturação das comunidades ecológicas, reduzindo a integridade do ecossistema por interferir nos componentes químicos, físicos e biológicos do ambiente (KOPEZINSK 2000; DIAS et al., 2012; MONTOYA; ROGERS; MEMMOTT, 2012). Dentre as principais causas responsáveis por essa degradação podemos citar a exploração madeireira (FISHER et al., 2013) e a mineração (BARROS et al., 2013).

A exploração madeireira no Brasil é considerada uma indústria altamente móvel. Há 30 anos, um cenário de crescimento econômico do país associado à diminuição no estoque madeireiro das regiões Sul e Sudeste ocasionou uma elevada necessidade de exploração de madeira da Amazônia (VERISSIMO et al., 1992). Atualmente, cerca de 80% de toda a madeira explorada comercialmente no Brasil é retirada da floresta amazônica.

A principal prática de exploração madeireira nessa região é a garimpagem florestal. O sistema é caracterizado por, em um primeiro momento, ser feita apenas a retirada de árvores que apresentam elevado valor comercial. Após esta etapa, os madeiros retornam à área em curtos intervalos de tempo para retirar outras espécies, independente de seu valor econômico. O resultado desse tipo de exploração é uma taxa de desmatamento anual superior a 20.000 km<sup>2</sup>

(ASNER et al., 2005; INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA E APLICADA, IPEA, 2014), o que em um cenário imutável ocasionaria em uma perda de 50% de toda a floresta amazônica até 2050 (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAL, INPE, 2012). Dessa forma, a adoção de uma exploração planejada com critérios técnicos rigorosos, como no corte seletivo, poderia maximizar o ganho comercial, bem como amenizar impactos sobre o ambiente (PUTZ et al., 2012).

De maneira não muito diferente, a abundância de minérios em determinadas regiões do país coloca o Brasil como um dos maiores produtores do mundo. Dentre as regiões onde a atividade de mineração é realizada, destaca-se Minas Gerais, sendo este o estado responsável por metade de todo o minério de ferro produzido no Brasil (IBRAM, 2011). A mineração é uma das formas mais intensas de impacto existentes, ocasiona mudanças profundas nas propriedades físicas, químicas e biológicas na área onde ocorre (BARROS et al., 2013), bem como no seu entorno, dificultando a remediação de seus efeitos (DIAS et al., 2012). Hoje o desmatamento e as atividades da mineração são, com certeza, as maiores preocupações para os conservacionistas, sobretudo quando envolvem a conservação das florestas ou a reabilitação das áreas após a mineração. Dessa forma, um dos grandes desafios que a ciência atual enfrenta é mitigar os efeitos causados por esses impactos, ou mesmo proporcionar a essas áreas condições para que se recuperem a ponto de apresentarem características similares às encontradas antes da exploração (TSCHARNTKE et al., 2012).

Uma das maneiras de medir o efeito do impacto ou de avaliar a eficiência de determinada técnica de reabilitação é o estudo de parâmetros da comunidade biológica da área, bem como de aspectos funcionais do ecossistema (CHAPIN et al., 2000; LOREAU; NAEEM; INCHAUSTI, 2002; BASSET et al., 2008). Estudos de ecologia de comunidades e ecossistemas são de grande importância para servir de apoio às políticas de manejo ambiental adotadas, uma

vez que, uma das consequências dos diversos tipos de impactos causados pelo homem é a perda da biodiversidade local (HUGHES; ROUGHGARDEN, 2000); a diminuição na produção de serapilheira e estoque de nutrientes (TSCHARNTKE et al., 2011), assim como nas taxas de retorno de carbono (HÄRRENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005); mudanças na dinâmica geral de nutrientes (EVINER; CHAPIN III, 2003) e na fertilidade do solo (TILMAN, 2000). Assim, o entendimento da biodiversidade em áreas com algum tipo de perturbação é uma questão de grande importância para a biologia da conservação.

Dentre os grupos de organismos capazes de fornecer respostas rápidas sobre as mudanças ambientais, destacam-se os invertebrados (BROWN, 1997; GARDNER et al., 2008; RIBAS et al., 2012). Características como ciclo de vida curto, alta diversidade e ocupação de diversos ambientes tornam este grupo ideal para o teste de hipóteses ecológicas e estudos de conservação. Dentre os invertebrados, alguns grupos podem ser destacados tanto pela importância no funcionamento de ecossistemas quanto pelo baixo custo operacional, desde a coleta até seu processamento (MCGEOCH, 1998; AGOSTI, 2000). Dentre eles, estão as formigas e outros organismos da meso e macrofauna, que podem ser considerados ótimos modelos de estudo por serem amplamente utilizados para avaliar respostas da biodiversidade animal (LAVELLE et al., 1997; LAVELLE; SPAIN 2001; PHILPOTT et al., 2010; RIBAS et al., 2012). Muitos desses organismos atuam em processos importantes para a manutenção dos ecossistemas, como na decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (LAVELLE, 1996; CORREIA; ANDRADE, 1999; BRADFORD et al., 2002; EVINER; CHAPIN III, 2003; KASPARI, 2004; KAMPICHLER; BRUCKNER, 2009) e, portanto, podem ser considerados cruciais para que haja algum tipo de recuperação da área impactada.

Considerando a importância da fauna para os ambientes ecológicos e que essas práticas impactantes vão persistir, são necessárias medidas que viabilizem a conservação e uso sustentado do ambiente, frente a perturbações abióticas, bióticas, sociais e políticas. Além disso, uma maior compreensão das alterações provocadas pelo homem nos ecossistemas, bem como o comportamento da fauna (resistência e resiliência ecossistêmica) frente às perturbações poderá auxiliar na tomada de decisões para minimizar impactos nestas áreas. Por fim, pouco se conhece sobre os efeitos dos impactos do corte seletivo e da mineração sobre as comunidades biológicas presentes nesses ambientes, bem como a eficiência das técnicas utilizadas para recuperação. Portanto, é preciso entender as respostas das comunidades a esses efeitos, para adoção de estratégias adequadas para recuperação, conservação e manejo nesses ecossistemas.

Desta forma, o objetivo desta tese foi avaliar a recuperação após o impacto do corte seletivo e da mineração sobre as comunidades de formigas e as espécies de artrópodes de serapilheira e seu consequente efeito no funcionamento dos ecossistemas. A tese encontra-se dividida em dois capítulos, cada um correspondendo a um artigo científico a ser submetido. No primeiro capítulo, objetivamos investigar aspectos relacionados à resposta das comunidades de formigas ao gradiente de intensidade de corte seletivo de árvores e ao efeito do tempo de recuperação pós-corte. Já no segundo capítulo, investigamos o efeito do processo de reabilitação após atividades de mineração sobre a comunidade de artrópodes da serapilheira e as funções ecológicas, aqui consideradas como taxa de decomposição e liberação de nutrientes.

## REFERÊNCIAS

AGOSTI, D. et al. (Ed.). **Ants**: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington: Smithsonian Institution, 2000. 280 p.

ASNER, G. P. et al. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, p. 480-482, 2005.

BARROS, Y. J. et al. Indicadores de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: II., mesofauna e plantas (1). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 1413-1426, jul./ago. 2013.

BASSET, Y. et al. Changes in arthropod assemblages along a wide gradient of disturbance in gabon. **Conservation Biology**, v. 6, p. 1552-1563, 2008.

BRADFORD, M. A. et al. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. **Science**, v. 298, p. 615-618, 2002.

BROWN, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, v. 1, p. 25-42, 1997.

CHAPIN, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 234-242, 2000.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: Santos, G. A., Camargo, F. A. O. (eds.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: **Genesis**. 197-225, 1999.

DIAS, A. T.C. et al. Rehabilitation of a bauxite tailing substrate in Central Amazonia: the effect of litter and seed addition on flood-prone forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, p. 483-489, 2012.

ESPÍNDOLA, M. B. et al. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, v. 18, p. 27-38, 2005.

EVINER, V. T.; CHAPIN III, F. S. Functional matrix: a conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem process. **Annual Reviews in Ecology and Systematics**, v. 34, p. 455-485, 2003.

FISHER, B.; EDWARDS, D. P.; WILCOVE, D. S. Logging and conservation: economic impacts of the stocking rates and prices of commercial timber species. **Forest Policy and Economics**. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2013.05.006>>. Acesso em: 20 mar. 2014.

GARDNER, T. A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, p. 139-150, 2008.

HÄRRENSCHWILER, S.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 36, p. 191-218, 2005.

HUGHES, J. B.; ROUGHGARDEN, J. Species diversity and biomass stability. **The American Naturalist**, v. 155, p. 618-627, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO (IBRAM). Ferro. In: **Informações e análises da economia mineral brasileira**. 6ªed. Brasília, 2011. p 14-15.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content &view=artiche&id=1246&Itemid=68](http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=artiche&id=1246&Itemid=68)>. Acesso em: 7 fev. 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAL. Coordenação Geral de Observação da Terra-OBT. 2011. Disponível em: <[www.obt.inpe.br/prodes](http://www.obt.inpe.br/prodes)>. Acesso em: 10 fev. 2014.

KAMPICHLER, C.; BRUCKNER, A. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. **Biological Reviews**, v. 84, p. 375-389, 2009.

KASPARI, M. Using the metabolic theory of ecology to predict global patterns of abundance. **Ecology**, v. 85, p. 1800-1802, 2004.

KOPEZINSKI, I. **Mineração X meio ambiente**: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000. 103 p.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, v. 33, p. 3-16, 1996.

LAVELLE, P. et al. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, p. 159-193, 1997.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Amsterdam: Kluwer Scientific, 2001. 654 p.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P. **Biodiversity and ecosystem functioning**: synthesis and perspectives. Oxford: Oxford University, 2002.

MACCARTHY, B. The effects of logging and fragmentation on bird diversity. **The Plymouth Student Scientist**, v. 5, n. 2, p. 558-568, 2012.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v. 73, p. 181-201, 1998.

MONTOYA, D.; ROGERS, L.; MEMMOTT, J. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 27, n. 12, p. 666-672, 2012.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford: Oxford University, 2010. p. 137-156.

PUTZ, F. E. et al. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296-303, 2012.

RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental Monitoring programs. **Psyche**, Cambridge, v. 2012, p. 1-23, 2012.

TILMAN, D. Causes, consequences and ethics of biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 208-211, 2000.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, p. 661-685, 2012.

VERÍSSIMO, A. et al. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of paragominas. **Forest Ecology and Management**, v. 55, p. 169-199, 1992.

**SEGUNDA PARTE**

**ARTIGOS**

**ARTIGO 1**

**COMO O CORTE SELETIVO DE ÁRVORES AFETA AS  
COMUNIDADES DE FORMIGAS NA FLORESTA AMAZÔNICA  
BRASILEIRA?**

## RESUMO

Nas últimas décadas, a paisagem amazônica vem mudando rapidamente devido a atividades humanas. O corte seletivo de árvores representa uma alternativa econômica, no entanto, a sustentabilidade depende de avaliações de impacto e monitoramento dos fatores abióticos, vegetação e fauna. Nós avaliamos a resposta das comunidades de formigas ao gradiente de intensidade de corte seletivo de árvores e ao efeito do tempo de recuperação pós-corte seletivo, na região do Jari, Amazônia, Pará, Brasil. Para a coleta de formigas, nós instalamos armadilhas do tipo *pitfall* em 49 parcelas de 10 ha nos estratos hipogéico, epigéico e arborícola e mensuramos a densidade de árvores, cobertura vegetal e textura do solo. Nós coletamos 321 espécies de formigas. A comunidade de formigas é influenciada pelo tempo de recuperação pós-corte seletivo, uma vez que áreas com um e cinco anos de pós-corte apresentaram comunidades com riqueza, composição e, das diferentes variáveis ambientais, apenas a areia foi significativamente diferente entre as áreas. Áreas recém-manejadas apresentam maior riqueza de espécies de formigas do que áreas com maior tempo de pós-corte seletivo, embora a riqueza de espécies de cada micro-habitat não tenha se diferenciado com o tempo de pós-corte e nem com a intensidade de corte seletivo. A densidade de árvores retiradas teve um papel significativo negativo na riqueza total de espécies de formigas, enquanto o percentual de argila no solo teve efeito negativo apenas sobre a riqueza de espécies de formigas epigéicas. Entretanto, nós não observamos diferenças nessas variáveis entre as áreas com diferente tempo de pós-corte ou intensidades de corte seletivo. A composição de espécies total e de cada micro-habitat foi diferente entre as áreas, porém com elevado número de espécies compartilhadas, sendo esse parâmetro explicado fracamente pela densidade de madeira extraída, intensidade de corte e percentual de areia no solo. Assim, vimos que o corte seletivo de impacto reduzido leva a mudanças sutis na biodiversidade devido à forma como é realizado.

**Palavras-chave:** Comunidade de Formigas. Arborícolas. Epigeicas. Hipogeicas. Conservação. Floresta Tropical.

## ABSTRACT

In the last decades, the Amazon landscape has changed rapidly due to human activities. The selective logging is an economical alternative, however, it depends on sustainability impact assessments and monitoring of abiotic factors, vegetation and fauna. We evaluated the response of ant communities to the selective logging intensity gradient and to the effect of time of selective post-cut recuperation in the Jari region, in the Amazon, Pará, Brazil. To collect the ants, we installed pitfall traps in 49 plots of 10 ha in hypogaeic, epigaeic and arboreal strata and measured the density of trees, vegetation cover and soil texture. We collected 321 species of ants. The ants were influenced by the time of selective post-cut recovery, since areas with one and five years post-logging had communities with species richness and composition. About the different environmental variables, only the sand was significantly different between the areas. Recent managed areas had higher ant species richness than areas with longer time of selective post-cut, but the species richness of each microhabitat was not different with the post-cut time and neither with the selective logging intensity. The removed trees density had a negative significant role on the total ant species richness while the clay percentage in the soil had a negative effect only on epigaeic ant species richness. However, we did not observe differences on variables between areas with different post-logging time or selective logging intensities. The total and each microhabitat species composition were different between areas, but with a higher shared number of species, as this parameter is subtly explained by the extracted timber density, cutting intensity and the sand percentage in the soil parameter. Thus, we checked that the lower selective cut impact changes a little the biodiversity due to the way it is done.

**Keywords:** Reduced logging impact. Ant Community. Arboreal. Epigaeic. Hypogaeic. Species composition. Species richness. Conservation. Tropical Rainforest.

## 1 INTRODUÇÃO

A degradação e o desmatamento de áreas nativas são as principais causas do declínio e perda da biodiversidade no mundo (FAO 2010; Putz et al. 2012). A Floresta Amazônica representa, em área, mais da metade das florestas tropicais mundiais, e nas últimas décadas vem sofrendo drasticamente com a conversão de suas florestas nativas em áreas de usos diversos, tais como, pastagens, agricultura comercial e extração de madeira, sendo que a maioria é feita de forma ilegal e predatória (Xingli et al. 2011). Nessa região, em um período de um ano, entre os anos de 2009 e 2010, foram destruídos um total de 6.451 Km<sup>2</sup> de florestas nativas, além de 13.301 Km<sup>2</sup> terem sofrido atividades de extração madeireira em diferentes intensidades (Laurence & Vasconcelos 2009; INPE 2012).

O corte de árvores na Amazônia é uma importante atividade econômica e ocorre em ampla escala (Nepstad et al. 1999), sendo a principal atividade responsável pela degradação da floresta (Whitmore 1997; Laurence 1998; Laurence 2006). A atividade de corte seletivo pode ser realizada de duas formas: (i) corte seletivo convencional e (ii) corte seletivo de impacto reduzido (*reduced impact logging* - RIL). O corte seletivo convencional consiste na retirada da maior parte das árvores de alto valor econômico sem planejamento prévio e, conseqüentemente, sem a preocupação com o impacto secundário causado na floresta remanescente, ocasionando dessa forma alterações na composição e estrutura das comunidades e no funcionamento dos ecossistemas (Ernst et al. 2006). Por sua vez, o RIL consiste na retirada de indivíduos de alto valor comercial, baseando-se nas diretrizes contidas nos planos de manejo florestal sustentável (PMFS). O RIL tem como objetivo diminuir o impacto das atividades de corte na vegetação remanescente através de quatro principais métodos: (i) corte seletivo de árvores com valores comerciais, previamente

inventariadas; (ii) o planejamento de toda a infraestrutura de arraste, visando minimizar a área ocupada por ramais, pátios e estradas; (iii) o corte de cipós um ano antes da colheita; (iv) o direcionamento de queda da árvore alvo (Balieiro et al. 2010). A aplicação dessa técnica tem reduzido até 50% da área do dossel florestal afetado e, quando comparada aos modelos convencionais de extração, minimiza em até 25% os danos totais causados à flora remanescente (Boltz et al. 2003; Laurence et al. 2005; Balieiro et al. 2010).

Entretanto, mesmo com o manejo nesse sistema, impactos negativos são observados, principalmente em operações mal planejadas (Dickinson et al. 1996). Considerando que essa prática vai persistir e que apenas um pequeno percentual das florestas tropicais é protegido em reservas ambientais (Groombridge 1992; Azevedo-Ramos et al. 2006), estudos sobre as técnicas de manejo e utilização das florestas são fundamentais para embasar estratégias de uso menos impactantes, a fim de diminuir a degradação florestal e consequentemente da biodiversidade.

Os efeitos do corte seletivo nos sistemas naturais podem alterar a fauna de vertebrados (Kavanagh & Stanton 2005), modificando a diversidade, composição e estrutura de diferentes grupos, como aves (Pacheco & Roldán 2006) primatas (Chapman et al. 2000), lagartos (Silveira & Azevedo-Ramos 2010), pequenos mamíferos (Penn et al. 2003) e peixes (Dias et al 2006), dentre outros. No grupo dos invertebrados, o corte seletivo nos diferentes ambientes da floresta pode afetar indiretamente a artropofauna presente na serapilheira, no solo (Baker et al. 2006) e nos riachos (Nislow & Lowe 2006) através da alteração das características do micro-habitat, e/ou diretamente, os insetos que vivem associados a essa vegetação extraída.

As modificações negativas causadas pelo RIL em alguns grupos de artrópodes e vertebrados são menores quando comparadas com o corte seletivo convencional (Vitt & Caldwell 2001; Azevedo-Ramos et al. 2006; Silveira &

Azevedo-Ramos 2010). Entretanto, estudos voltados a entender como ocorrem essas modificações, bem como qual o tempo de resposta da comunidade biológica frente aos principais impactos provenientes do RIL, como extensão da área explorada e intensidade de corte, ainda são relativamente escassos.

Dentre os grupos de invertebrados afetados no RIL, as formigas podem ser consideradas ótimos modelos de estudo por serem amplamente utilizadas para avaliar respostas da biodiversidade animal em florestas que sofreram diferentes distúrbios (Dunn 2004; Philpott et al. 2010; Ribas et al. 2012). Esse grupo constitui um grupo foco nos estudos dos efeitos de vários tipos de impactos ecológicos nos ecossistemas terrestres por possuírem características ideais para esses estudos, como: elevada diversidade e abundância; amostragem relativamente fácil; biologia e taxonomia conhecidas e, por responderem rapidamente às alterações ambientais, além de desempenharem funções chave nos ecossistemas em que ocorrem (Hölldobler & Wilson 1990; Agosti et al. 2000; Brühl et al. 2003; Lach et al. 2010). Em geral, a resposta das formigas ao impacto do corte seletivo já foi avaliada pelas medidas de diversidade relacionadas com a estrutura das comunidades (e.g. riqueza, abundância e composição de espécies), entre habitats em diferentes níveis de distúrbio ou diferentes tempos de recuperação (Underwood et al. 2006). Entretanto, os resultados dos efeitos do corte seletivo sobre a fauna local ainda é controverso (Vasconcelos et al. 2000; Azevedo-Ramos et al. 2006; Macpherson et al. 2010; Gunawardene et al. 2010; Miranda et al. 2013).

A distribuição das espécies de formigas nos ambientes pode ser diferente, principalmente de acordo com a estratificação vertical da floresta, sendo que cada micro-habitat pode apresentar diferentes comunidades de acordo com a sua variação (Wilkier et al. 2007). Considerando que a maior parte dos estudos tem abordado as respostas ecológicas das comunidades de formigas aos impactos com dados coletados em apenas um micro-habitat, sendo mais

comumente o epigéico (Underwood et al. 2006). E que as comunidades de formigas poderiam apresentar uma estratificação vertical singular, sendo que em cada micro-habitat (i.e. arborícola, epigéico e hipogéico) pode-se encontrar formigas com características ecológicas específicas (Azevedo-Ramos et al. 2006; Gunawardene et al 2010; Gómez & Abril 2011; Miranda et al. 2013; Schmidt et al. 2013). Fato esse que é especialmente importante para áreas de manejo do corte seletivo na Amazônia, o que pode resultar em respostas diferentes à recuperação florestal.

Este é o primeiro estudo que aborda a fauna de formigas em três micro-habitats de uma floresta submetida ao corte seletivo. Nesse sentido, objetivamos investigar aspectos relacionados à resposta das comunidades de formigas ao gradiente de intensidade de corte seletivo de árvores e ao efeito do tempo de recuperação pós-corte, sendo para isso, testadas as seguintes hipóteses:

1- A riqueza de espécies de formigas diminui com o aumento da intensidade do corte seletivo e aumenta com o tempo de recuperação pós-corte.

2- A riqueza de espécies de formigas responde a mudanças nas variáveis ambientais como a densidade de árvores retiradas, a cobertura vegetal e o percentual de argila e areia no solo. Essas variáveis ambientais são afetadas de maneira diferente entre as áreas com diferentes intensidades de corte seletivo e tempo de recuperação pós-corte.

3- A composição de espécies de formigas é modificada em função do tempo de recuperação pós-corte.

4- A composição de espécies de formigas é modificada pela intensidade de corte e variáveis ambientais (densidade de árvores retiradas, cobertura vegetal, percentual de argila e areia no solo).

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi realizado na região Amazônica, em áreas sob o modelo de corte seletivo de árvores com o uso de técnicas de RIL, pertencentes à empresa Jari Celulose do Grupo Orsa S.A, localizada em Monte Dourado, Pará. A região está situada à margem esquerda do Rio Amazonas, entre as latitudes 00°27'00"S e 01°30'00" S e longitudes 51°40'00"O e 53°20'00"O, compreendendo uma área total de cerca de 1.7 milhões de hectares (Fearnside & Rankin 1982; Hawes et al. 2008) (Figura 1).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Amw' quente e úmido com temperaturas mensais elevadas durante todo o ano (Loschi et al. 2010; Coutinho & Pires 1996). A temperatura média anual situa-se em torno de máxima 26.3 e mínima 2°C. Os menores valores verificam-se durante o período chuvoso, que vai de dezembro a julho, enquanto que, nos meses restantes de estiagem, as temperaturas médias mensais situam-se normalmente acima do valor médio anual.

A precipitação média anual é de 2.115 mm, sendo que nos meses de março, abril e maio ocorrem cerca de 40% do total anual de chuvas (Coutinho & Pires 1996; Loschi et al. 2010). Como a pluviometria e a temperatura são similares nessas florestas, o solo é considerado o principal fator responsável pelas variações vegetacionais encontradas.

Os solos possuem grande variação para a região, sendo característicos os Latossolos Amarelos e os Argissolos Vermelho-Amarelos. Outros tipos de solo ocorrem, porém em menor quantidade, tais como a terra roxa estruturada, os Plintossolos e Cambisolos. O principal tipo de solo é álico (Corrêa 1989; Pires 1974). Os solos sob floresta de terra firme variam quanto aos teores de areia,

argila e silte, e à maior ou menor presença de cascalho. Já os solos sob floresta nativa da área não são uniformes e apresentam variações, não apenas com relação aos nutrientes, mas também na parte física, a qual é relacionada com o regime hídrico local.

A vegetação existente nessa região é a floresta equatorial subperenifólia, sendo incluídas oito formações florestais e não florestais. Contudo, essa variação faz com que a região abranja duas das quatro subprovíncias vegetacionais amazônicas (Rizzini 1997), a Jari Trombetas e a Planície Terciária, sendo a heterogeneidade vegetacional uma característica da primeira (Rizzini 1997).

A região é composta por extensos platôs, onde se assenta uma floresta ombrófila densa alta. No fim da década de 60, aproximadamente 10% da área foi convertida em diversas monoculturas, principalmente silviculturas, que eram destinadas à produção de polpa de celulose (Fearnside & Rankin 1984; Fearnside & Rankin 1982). O sistema rotativo de plantação utilizado pela empresa é de 5-7 anos de duração. Nos dias atuais, cerca da metade da área inicialmente cortada é utilizada para monocultura de eucalipto, sendo que o restante são florestas de crescimento secundário jovens com idade entre 14-19 anos (Hawes et al. 2008). Os outros 90% da propriedade compreendem uma vasta área de floresta primária, uma parte é destinada à área de exploração seletiva de madeira com pequenos corredores florestais que ligam blocos de florestas primárias. Contudo, todos esses aspectos, sobretudo a extensão e a heterogeneidade da paisagem, proporcionam uma oportunidade singular para estudar os efeitos de diferentes tipos de exploração e conversão de florestas (Barlow et al. 2007).

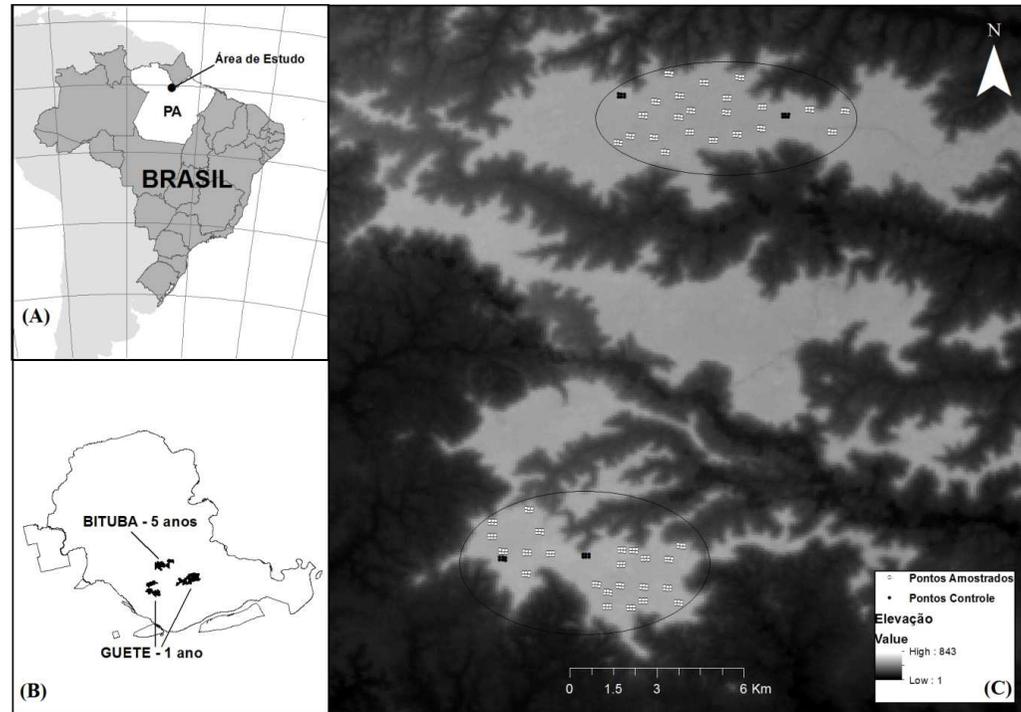


Figura 1 Localização geográfica da área de estudo. **(A)** Estado do Pará, nordeste da Amazônia; **(B)** Região do Jari, limites do projeto e os platôs estudados e **(C)** Círculos delimitam as áreas das parcelas (10ha) amostradas para cada platô, as localidades nomeadas Guette e Bituba (um e cinco anos) de exploração com as parcelas amostradas, respectivamente.

## **2.2 Desenho Amostral**

### **2.2.1 Dados de intensidade de corte e de tempo pós-corte**

As coletas foram realizadas em áreas de floresta primária, submetidas ao corte seletivo de madeira (RIL). Nessas áreas, foram selecionados dois platôs com diferentes tempos de pós-corte seletivo (um e cinco anos). Os platôs variam em tamanho, forma e extensão, sendo que o platô com um ano possui área de aproximadamente 24.800,00 ha, já o platô com cinco anos, 19.900,00 ha. Esses platôs são subdivididos em parcelas de manejo de corte seletivo de 10 ha (400 m x 250 m) com diferentes intensidades de corte, sendo que essas parcelas foram consideradas como unidades amostrais para o estudo. Para cada platô com um e cinco anos de pós-corte, foram selecionadas 23 e 22 parcelas, respectivamente. Além disso, foram incluídas duas parcelas de 10 ha em cada platô como áreas de controle, onde não foi realizado o corte seletivo, essas parcelas são mantidas pela empresa para servir como corredores florestais e fontes de colonizadores às áreas exploradas.

Todas as árvores de interesse comercial de cada parcela foram inventariadas, marcadas e mapeadas, antes de serem submetidas ao corte seletivo. Desse modo, as parcelas receberam intensidades de corte distintas, sendo que o número de árvores retiradas de cada parcela variou de cinco até mais de 100 em uma mesma parcela de 10 ha.

A intensidade de corte utilizado neste estudo foi quantificada por meio do volume de madeira extraída. Esses dados foram cedidos pela empresa Jari S.A., os quais consistem na estimativa do volume de madeira colhido em m<sup>3</sup>/ha em cada parcela amostrada, representando todo gradiente de intensidade de corte ( $0 < X < 600 \text{ m}^3$ ). Esses dados foram utilizados para avaliação do efeito da

intensidade de corte seletivo sobre a riqueza e composição de espécies de formigas.

Em todas as parcelas, demarcamos seis pontos equidistantes 100 m entre si (Figura 2), onde foi realizada a amostragem das formigas e de todas as variáveis ambientais: Densidade de árvores, Cobertura Vegetal e Textura do Solo.

### 2.2.2 Amostragem das formigas

Nós realizamos as coletas nos meses de fevereiro a abril de 2011, período que abrange a estação chuvosa. A fim de amostrar o maior número possível de segmentos da comunidade de formigas em cada parcela, nós amostramos formigas nos micro-habitats arborícola, epigeico e hipogeico. As coletas foram realizadas utilizando armadilhas do tipo *pitfall*. Essas armadilhas consistiram em recipientes de plástico (diâmetro = 8 cm, altura = 12 cm), com um recipiente menor em seu interior. Entre os dois recipientes, foram adicionados 200 ml de solução líquida de água, detergente e sal, essa solução foi utilizada para conservar as formigas que caíam nas armadilhas. Uma pequena porção de sardinha e mel (uma colher de chá) foi colocada no interior do menor recipiente de plástico (copo plástico de café) como atrativo para as formigas.

O *pitfall* arbóreo foi fixado em árvores com DAP < 15 cm, a uma altura de 1,30 m, conforme Ribas et al. (2003), de modo que permitia a amostragem das formigas que subiam e desciam pelo tronco. O *pitfall* epigeico é semelhante ao arbóreo, porém foi enterrado com a boca do recipiente no nível do solo (Bestelmeyer et al. 2000), e os hipogéicos foram enterrados a uma profundidade de 20 cm no solo, com algumas adaptações que permitem o acesso das formigas, como descrito por Schmidt & Solar (2010) (Figura 3). Em cada parcela, foram instaladas três armadilhas, uma em cada micro-habitat (arborícola, epigéico e

hipogéico), totalizando 18 armadilhas por parcela, as quais permaneceram no campo durante 48 horas.

As formigas coletadas foram triadas, montadas e identificadas até gênero de acordo com as chaves de Bolton (2003) e Fernández (2003), seguida de morfoespeciação de acordo com coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal de Lavras– UFLA, onde exemplares do material foram mantidas na coleção de referência.

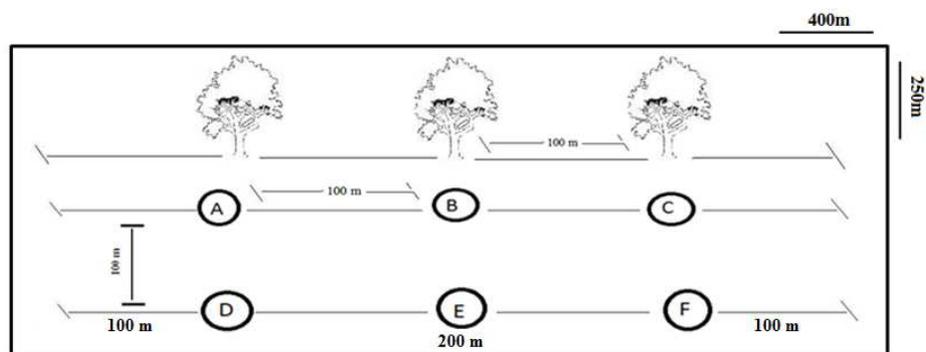


Figura 2 Esquema mostrando a disposição dos pontos amostrais (A, B, C, D, E e F) para cada parcela de 400m x 250m.

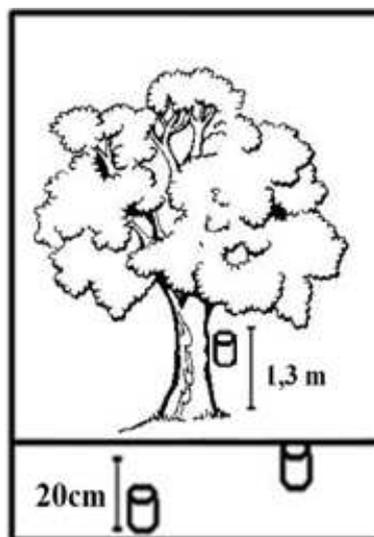


Figura 3 Esquema mostrando a disposição dos *pitfalls* em cada ponto amostral.

### **2.2.3 Densidade de árvores, Cobertura Vegetal e Textura do Solo – Variáveis Ambientais**

Os dados de densidade de árvores extraídas utilizados neste estudo foram cedidos pela empresa Jari S.A.. Esses dados consistem no número de árvores retiradas de cada parcela com circunferência igual ou maior a 45 cm de DAP (diâmetro à altura do peito).

Para calcular o percentual de cobertura vegetal, foi utilizada uma fotografia próxima ao conjunto de *pitfalls*. Para isso, fez-se uso de uma lente olho de peixe acoplada a uma câmera digital, a qual foi posicionada a 1,30 m de altura para captura de uma imagem hemisférica do dossel. Com as fotografias, é possível calcular, de forma indireta, a porcentagem de cobertura vegetal, as fotografias foram analisadas com o software Gap Light Analyser - GLA (Frazer et al. 1999), e usadas como estimativa das condições ambientais para as formigas. Essas medidas foram realizadas ao lado de cada conjunto de *pitfalls* e utilizadas como estimativa média para cada parcela.

Para determinar a textura do solo, amostras de solo foram retiradas entre 10 e 20 cm de profundidade nos mesmos pontos onde foram instalados os *pitfalls* e utilizadas para determinar sua composição (argila, silte, areia fina e grossa). Essas amostras de solo coletadas em cada ponto foram misturadas e utilizadas como uma estimativa média de condição para as formigas por parcela. Essas amostras de solo foram secas em estufa e analisadas no Laboratório de Física e Química do Solo da empresa Orsa florestal.

## **2.3 Análise dos dados**

Nós fizemos todas as análises para o total de espécies de formigas coletadas (dados somados dos três micro-habitats amostrados) e por micro-habitat (arborícola, epigeico e hipogeico).

Para identificar os efeitos da intensidade e do tempo de recuperação pós-corte seletivo sobre a riqueza de espécies de formigas, nós realizamos análises de covariância (ANCOVA). Nas análises, a riqueza total de espécies coletadas ou a riqueza de espécies de cada micro-habitat foi utilizada como variável resposta (y), a intensidade de corte seletivo como variável explicativa (x) e os diferentes tempos de pós-corte seletivo foram utilizadas como covariável no modelo. Os modelos foram construídos com distribuição de erros de Poisson, adequada para dados de contagem, e checados para sobre ou subdispersão.

Para comparar as variáveis ambientais entre as diferentes áreas, análises de variância (ANOVA) foram realizadas considerando os dados ambientais como variável resposta (y), o tempo de recuperação pós-corte e intensidade de corte seletivo como variáveis explicativas (x).

Posteriormente, para avaliar os efeitos independentes das variáveis ambientais na riqueza de espécies de formigas, (total e para cada micro-habitat separadamente) entre as áreas com um e cinco anos, utilizamos o método de partição hierárquica. A partição hierárquica consiste na realização de regressões múltiplas com todos os modelos lineares possíveis de forma conjunta na tentativa de se identificar os principais fatores que efetivamente influenciam a variável resposta, que nesse caso foi a riqueza total e a riqueza de espécies de cada microhabitat (Chevan & Sutherland 1991; MacNally 2000). O modelo foi criado com a distribuição de erros Poisson, adequada para dados de contagem. Sendo que a significância dos efeitos independentes foi obtida através da randomização com 1000 aleatorizações (MacNally 2000). A análise de dados foi feita com o pacote hier.part, do software R 2.14 (R Development Core Team 2013).

Para verificar se a composição de espécies (total e de cada micro-habitat separadamente) varia de acordo com os tempos de pós-corte seletivo (um e cinco anos), nós realizamos análise de similaridade (ANOSIN), utilizando o índice de Jaccard, o qual é adequado para matrizes de presença e ausência de espécies, realizada com 999 permutações. Essa análise foi realizada no software Primer v.6 com PERMANOVA + (Clarke & Gorley 2001). Nesses testes, os dados das áreas de controle foram retirados, pois essas parcelas estavam inseridas dentro de cada uma das áreas com corte seletivo (um e cinco anos).

Além disso, para determinar a influência da intensidade de corte e das variáveis ambientais (densidade de árvores retiradas, cobertura vegetal, percentual de argila e areia no solo) sobre a composição de espécies de formigas entre as áreas com diferentes idades de pós-corte seletivo, nós utilizamos um modelo linear baseado na distância (DISTLM), com o índice de similaridade de Jaccard. A DISTLM mostra a variação na matriz de composição de espécies de acordo com modelos de regressão baseado em variáveis preditoras. Essas análises foram realizadas com o software Primer Permanova + v6 (Anderson et al. 2008). Nós realizamos os testes com o auxílio do software R 2.14 (R Development Core Team 2013).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Fauna de formigas

Nas diferentes áreas de pós-corte seletivo e nos três micro-habitats amostrados (arborícola, epigeico e hipogeico), nós coletamos 321 espécies de formigas pertencentes a 11 subfamílias (Apêndice A; Tabela 1). Nós coletamos mais espécies de formigas na área com um ano de pós-corte (381 espécies) do que no tempo de cinco anos (367 espécies) e nas áreas controle (175 espécies), considerando todos os micro-habitats juntos (Apêndice A) e separadamente (Tabela 1).

Myrmicinae foi a subfamília mais especiosa em todos os micro-habitats nos diferentes tempo de pós-corte (um ano, cinco anos) e áreas controle, seguida por Formicinae, Dolichoderinae e Ponerinae, sendo as duas últimas, a terceira subfamília mais especiosa nos micro-habitats arborícola e hipogeico, respectivamente, em ambos os tempos pós-corte (cinco e um ano). No micro-habitat epigeico, na área com cinco anos de pós-corte, Dolichoderinae foi a terceira subfamília mais especiosa, mas no tempo de um ano de pós-corte, foi substituída por Ponerinae (Tabela 1). Cerapachyinae, Procetarinae e Heteroponerinae não tiveram uma posição fixa na classificação do número de espécies de formigas. Algumas dessas subfamílias foram restritas a um micro-habitat e tempo específico (Proceratinae foi amostrada somente no micro-habitat epigeico no tempo de um ano de pós-corte) (Tabela 1).

Os gêneros com o maior número de espécies foram *Pheidole* (55 morfoespécies), *Solenopsis* (46 morfoespécies), *Camponotus* (35 morfoespécies) e *Crematogaster* (19 morfoespécies), os quais foram geralmente distribuídos uniformemente entre os diferentes tempos de pós-corte (um e cinco anos) e

micro-habitats. Outros gêneros foram restritos apenas a um micro-habitat, como por exemplo, (*Atta e Blepharidatta*), exclusivas do epigeico (Apêndice A).

### 3.2 Riqueza de formigas X intensidade de corte e tempo de pós-corte

A riqueza média de espécies de formigas foi maior na área com um ano de recuperação pós-corte do que em áreas com cinco anos (Ancova  $\chi^2 = 129.22$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 4). No entanto, o mesmo não ocorreu para as diferentes intensidades de corte seletivo (Ancova  $\chi^2 = 2.30$ ;  $p = 0.12$ ).

Tabela 1 Número de espécies de formigas coletadas em três micro-habitats em dois platôs amostrados em diferentes intensidades e tempos de pós-corte em uma área de manejo florestal na região do Jari, Amazônia. Um ano e cinco anos = tempos de pós-corte das áreas que foram submetidas ao corte seletivo. Controle um ano e Controle cinco anos = áreas que não sofreram corte seletivo, inseridas dentro das áreas que tiveram parcelas submetidas ao corte seletivo com um e cinco anos de pós-corte.

Subfamília	Tempo pós-corte		Controle	
	Um ano	Cinco anos	Um ano	Cinco anos
<b>Formigas arborícolas</b>				
Dolichoderinae	11	8	2	1
Ecitoninae	2	2	1	0
Ectatomminae	2	1	1	1
Formicinae	27	24	4	5
Myrmicinae	49	55	10	6
Ponerinae	3	3	1	0
Paraponerinae	2	1	0	1
Pseudomyrmecinae	3	3	0	0
<b>Total #spp.</b>	<b>99</b>	<b>97</b>	<b>19</b>	<b>14</b>
<b>Formigas epigeicas</b>				
Dolichoderinae	9	12	2	1
Ecitoninae	7	2	1	0
Ectatomminae	9	7	3	3
Formicinae	24	32	10	8
Myrmicinae	128	113	34	29
Ponerinae	21	15	7	4
Pseudomyrmecinae	0	1	0	0

“Tabela 1, conclusão”

Heteroponerinae	1	0	0	0
<b>Total #spp.</b>	<b>199</b>	<b>182</b>	<b>57</b>	<b>45</b>
<b>Formigas hipogeicas</b>				
Cerapachyinae	1	0	0	0
Dolichoderinae	3	4	2	0
Ecitoninae	3	3	0	2
Ectatomminae	2	1	1	1
Formicinae	5	10	2	0
Myrmicinae	62	65	17	16
Ponerinae	5	5	0	0
Paraponerinae	1	0	0	0
Proceratinae	1	0	0	0
<b>Total #spp.</b>	<b>83</b>	<b>88</b>	<b>22</b>	<b>19</b>

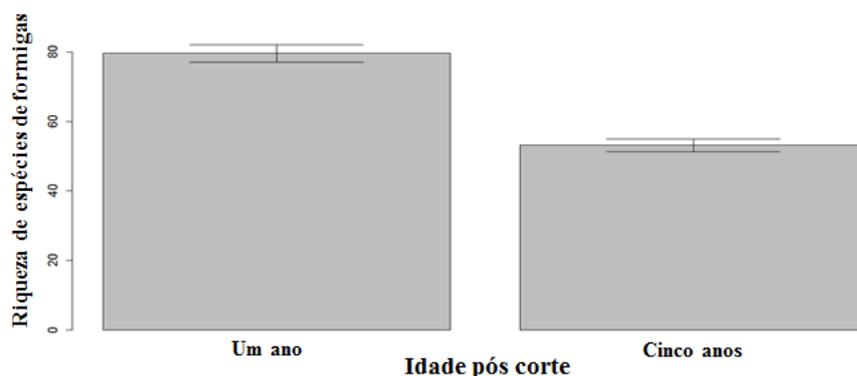


Figura 4 Riqueza média e erro-padrão de espécies de formigas nos diferentes tempos de pós-corte (um e cinco anos), em áreas de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia.

Quando considerado cada micro-habitat separado, não houve diferença significativa. A riqueza de espécies de formigas arborícolas foi similar nas duas áreas de pós-corte e não foi afetada pela intensidade de corte seletivo. Já a riqueza de espécies de formigas epigeicas é similar nas áreas com um e cinco anos de pós-corte e também não foi alterada pela intensidade de corte seletivo.

Resultado similar aconteceu para formigas hipogeicas em relação ao tempo de recuperação pós-corte e intensidade de corte seletivo (Tabela 2).

Tabela 2 Resultados do efeito das variáveis sobre a riqueza de espécies de formigas para os três microhabitats: arborícolas, epigéicas e hipogéicas.

	Variável	Ancova $\chi^2$	p
<b>Arborícola</b>	Tempo pós-corte	-0.82	0.36
	Intensidade de corte seletivo	-0.008	0.92
<b>Epigeica</b>	Tempo pós-corte	-0.50	0.47
	Intensidade de corte seletivo	-0.009	0.92
<b>Hipogeica</b>	Tempo pós-corte	-0.27	0.60
	Intensidade de corte seletivo	-0.53	0.46

Valores de P não significativo  $P > 0.005$ .

Não houve diferenças entre as áreas com um e cinco anos de pós-corte para as variáveis, densidade de árvores retiradas (ANOVA  $F_{1,48} = 3.62$ ,  $p=0.06$ ), cobertura vegetal (ANOVA  $F_{1,48} = 1.31$ ,  $p=0.25$ ) e percentual de argila no solo (ANOVA  $F_{1,48} = 1.22$ ,  $p=0.27$ ). Entretanto, quando considerada a porcentagem de areia entre as duas áreas, áreas com cinco anos de pós-corte possuem maior percentual de areia no solo (ANOVA  $F_{1,48} = 3.90$ ,  $p=0.05$ ) do que áreas com um ano de pós-corte (Figura 5). Quando as análises foram realizadas para a intensidade de corte, nós não encontramos efeito da mesma sobre nenhuma das variáveis ambientais (cobertura vegetal  $F_{1,48} = 2.55$ ,  $p=0.11$ ; areia  $F_{1,48} = 1.98$ ,  $p=0.16$  ou argila  $F_{1,48} = 0.38$ ,  $p=0.53$ ).

Apenas a densidade de árvores retiradas apresentou um efeito (negativo) sobre a riqueza total de espécies de formigas (Figura 6 A). Quando realizada a análise para cada micro-habitat separado, apenas o percentual de argila no solo apresentou um efeito (negativo) na riqueza de espécies de formigas epigeicas (Figura 6 B). Nenhuma das outras variáveis ambientais afetou a riqueza de espécies de formigas arborícolas e hipogeicas (Tabela 3).

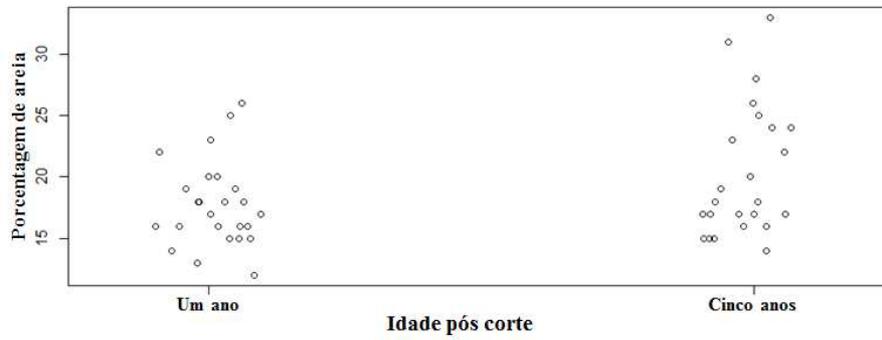


Figura 5 Porcentagem de areia nos diferentes tempos de pós-corte (um e cinco anos), em áreas de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia.

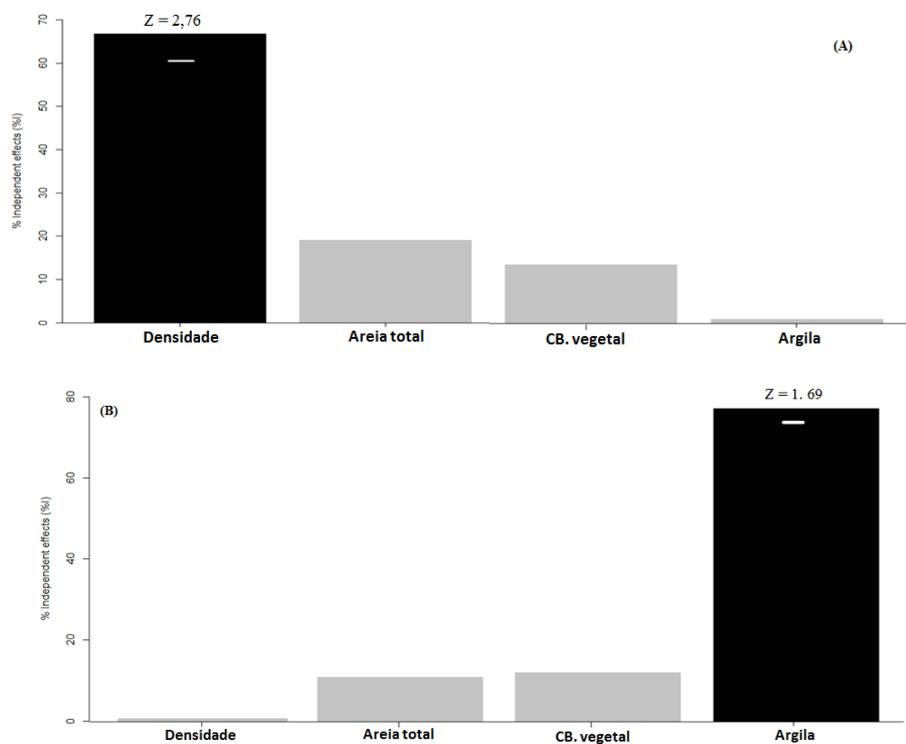


Figura 6 Influência das diferentes variáveis ambientais sobre a riqueza de espécies de formigas. **(A)** riqueza total (três micro-habitats juntos) e **(B)** riqueza de epigeicas, em áreas de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia. Distribuição da porcentagem dos efeitos independentes das variáveis ambientais medidas sobre a riqueza de espécies de formigas como determinado pelo particionamento hierárquico. As barras pretas representam os efeitos significativos ( $p < 0,05$ ), como determinado por testes de randomizações e as barras cinza representam efeitos não significativos. Relações negativas são mostradas pelos símbolos (-). Densidade = densidade de árvores retiradas, Areia total = percentual de areia no solo, CB. vegetal = cobertura vegetal e Argila = percentual de argila no solo.

Tabela 3 Resultados da distribuição da porcentagem dos efeitos independentes das variáveis ambientais medidas sobre a riqueza de espécies de formigas total (três micro-habitats juntos), arborícolas, epigeicas e hipogeicas, como determinado pelo particionamento hierárquico. Relações negativas são mostradas pelos valores de (-) e diferenças significativas estão em negrito. \* $P < 0.01$ .

	<b>Variável</b>	<b>z</b>
<b>Total</b>	Densidade de árvores retiradas	<b>2.76*</b>
	Percentual de areia no solo	0.31
	Cobertura vegetal	-0.05
	Percentual de argila no solo	-0.68
<b>Arborícola</b>	Densidade de árvores retiradas	-0.65
	Percentual de areia no solo	-0.54
	Cobertura vegetal	-0.69
	Percentual de argila no solo	-0.24
<b>Epigéica</b>	Densidade de árvores retiradas	-0.72
	Percentual de areia no solo	-0.44
	Cobertura vegetal	-0.40
	Percentual de argila no solo	<b>1.69*</b>
<b>Hipogéica</b>	Densidade de árvores retiradas	-0.54
	Percentual de areia no solo	-0.72
	Cobertura vegetal	-0.45
	Percentual de argila no solo	0.01

### 3.3 Composição de formigas X tempo de pós-corte, intensidade de corte e variáveis ambientais

Nós encontramos diferenças na composição de espécies de formigas entre as áreas com diferentes tempos de pós-corte seletivo (um e cinco anos) considerando todos os micro-habitats juntos (ANOSIM:  $R = 0,174$ ,  $p < 0,002$ ). Além disso, houve diferença para os diferentes micro-habitats separados

(arborícola:  $R = 0,164$ ,  $p < 0,001$ ; epigéico:  $R = 0,134$ ,  $p < 0,001$  e hipogéico:  $R = 0,071$ ,  $p < 0,028$ ).

Das variáveis utilizadas para avaliar a composição da comunidade de formigas em diferentes tempos de pós-corte seletivo explicaram conjuntamente 11,30% da variação na composição de espécies total (Tabela 4). Nesse caso, as variáveis mais importantes foram densidade de árvores retiradas (2,71%) e intensidade de pós-corte seletivo (2,55%) (Tabela 4).

Quando considerado cada micro-habitat isoladamente, nós verificamos que 11,15% da variação na composição de formigas arborícolas foram explicados pelas variáveis, sendo que apenas densidade de árvores retiradas influenciou a composição (2,81%). Da composição de formigas epigeicas, 11,61% da variação foi explicada pelas variáveis, porém apenas a intensidade de pós-corte seletivo influenciou essa variação (2,55%). Já para formigas hipogéicas, percentual de areia e densidade de árvores retiradas explicaram aproximadamente 5% da variação da composição (Tabela 4).

Tabela 4 Resultado da DistLM utilizada para avaliar se a intensidade de corte seletivo e o conjunto de variáveis ambientais descrevem em proporções significativas e independentes a composição de espécies de formigas em áreas com diferentes tempos de manejo de corte seletivo de árvores na região do Jari, Amazônia. (**P** - valor de significância; % - proporção da variação explicada). Diferenças significativas estão em negrito. \* $P < 0.05$ . Intensidade de corte seletivo = Volume de madeira extraída m<sup>3</sup>/ha; Densidade = número de árvores retiradas; Argila e areia = percentual no solo e Cobertura vegetal = porcentagem de cobertura da vegetação).

Composição	Variáveis	Pseudo-F	P	%
<b>Total</b>	Intensidade de corte seletivo	1,2296	<b>0,04*</b>	2,55
	Densidade de árvores retirada	1,3095	<b>0,02*</b>	2,71
	Argila	0,86762	0,88	1,81
	Areia	1,046	0,36	2,18
	Cobertura vegetal	0,98354	0,53	2,05

“Tabela 4, conclusão”

<b>Arborícola</b>	Intensidade de corte seletivo	1,0386	0,39	2,16
	Densidade de árvores retirada	1,3587	<b>0,04*</b>	2,81
	Argila	1,0042	0,45	2,09
	Areia	1,1427	0,20	2,37
	Cobertura vegetal	0,81898	0,85	1,71
<b>Epigéico</b>	Intensidade de corte seletivo	1,23	<b>0,04*</b>	2,55
	Densidade de árvores retirada	1,1847	0,10	2,46
	Argila	0,89121	0,78	1,86
	Areia	1,0915	0,25	2,27
	Cobertura vegetal	1,1928	0,07	2,48
<b>Hipogéico</b>	Intensidade de corte seletivo	0,94639	0,60	1,97
	Densidade de árvores retirada	1,3372	<b>0,04*</b>	2,77
	Argila	0,82401	0,84	1,72
	Areia	1,4104	<b>0,02*</b>	2,91
	Cobertura vegetal	0,9657	0,55	2,01

## **4 DISCUSSÃO**

O corte seletivo de árvores de impacto reduzido leva a mudanças sutis na biodiversidade, devido à forma como é realizado. Em nosso trabalho, verificamos que a comunidade de formigas é influenciada pelo tempo de recuperação pós-corte seletivo, uma vez que áreas com um e cinco anos de pós-corte apresentaram comunidades com riqueza, composição e variáveis ambientais diferentes. Áreas recém-manejadas apresentam maior riqueza de espécies de formigas do que áreas com maior tempo de pós-corte seletivo, embora a riqueza de espécies de cada micro-habitat não tenha se diferenciado com o tempo de pós-corte e nem com a intensidade de corte seletivo (volume de madeira extraído).

Das variáveis medidas, a densidade de árvores retiradas teve um papel significativo negativo na riqueza total de espécies de formigas e o percentual de argila no solo teve efeito negativo sobre a riqueza de espécies de formigas epigeicas. Entretanto, nós não observamos diferenças nessas variáveis entre as diferentes áreas ou intensidades de corte seletivo. Já a composição de espécies total e de cada micro-habitat foram diferentes entre as áreas, sendo esse parâmetro explicado fracamente pela densidade de madeira extraída, intensidade de corte, e percentual de areia no solo, nesta ordem.

### **4.1 Fauna de formigas**

Neste trabalho, o número de espécies de formigas coletadas em áreas de corte seletivo pode ser considerado expressivo, sendo similar ou superior ao encontrado em outros estudos realizados em florestas tropicais amazônicas (Longino et al. 2002; Azevedo-Ramos et al. 2006; Vasconcelos et al. 2006; Lopes et al. 2010). Fato este que pode ser justificado pela coleta em três micro-

habitats (arborícola, epigeico e hipogeico), o que não é uma abordagem comum em outros trabalhos realizados com formigas em áreas de corte seletivo (Vasconcelos et al. 2000; Kalif et al. 2001; Azevedo-Ramos et al. 2006; Gunawardene et al. 2010; Gómez & Abril 2011; Miranda et al. 2013).

As espécies de formigas coletadas pertencem aos gêneros e subfamílias mais comumente encontrados na região tropical e a coleta em três micro-habitats verticais da floresta cortada seletivamente é uma inovação presente neste trabalho. As comunidades de formigas dos micro-habitats da floresta parecem não ser muito diferentes, uma vez que a maioria das formigas foram coletadas em mais de um micro-habitat, fato explicado pela presença de um grande número de espécies generalistas, como *Pheidole* spp., *Camponotus* spp. e *Solenopsis* spp., as quais são encontradas tanto no solo como na vegetação. Contudo, a amostragem da fauna de formigas nos três micro-habitats é de grande importância por ser responsável pela coleta de espécies exclusivas, *Carebara*, *Blepharidatta* e *Atta*. Como perspectivas futuras, seria importante testar hipóteses específicas, relacionadas ao impacto do corte seletivo, aos três micro-habitats da floresta Amazônica. Uma primeira hipótese seria que a riqueza de espécies de formigas de cada micro-habitat responde de forma diferenciada, sendo o micro-habitat arborícola o mais afetado quando comparado com o epigeico e o hipogeico. Ainda, uma segunda hipótese é de que a similaridade na composição de espécies de formigas arborícolas em relação aos outros micro-habitats aumenta com a intensidade de corte e diminui com o tempo de recuperação pós-corte. Isso deve ocorrer, pois o corte seletivo pode provocar um maior compartilhamento de espécies entre os micro-habitats, através de um aumento das espécies generalistas e a consequente perda de espécies especialistas.

#### **4.2 Riqueza de formigas X intensidade de corte e tempo de pós-corte X variáveis ambientais**

Diferentemente do esperado, a riqueza de espécies de formigas foi maior em áreas com um ano do que com cinco anos de recuperação pós-corte. Isso se daria porque as comunidades necessitam de maior tempo para a sua recuperação, o que consequentemente aconteceria nos maiores tempo de pós-corte seletivo. Esse aumento na riqueza de espécies após o corte, seguido por uma diminuição da mesma com o passar do tempo é um efeito comum em florestas tropicais degradadas (Brown 1997; Gardner et al. 2009). Entretanto, nossos resultados estão de acordo com o padrão em que, imediatamente após um distúrbio, há um aumento no número de espécies (Azevedo-Ramos et al. 2006; Gunawardene et al. 2010; Gómez & Abril 2011). Outros estudos demonstram que o impacto do corte seletivo sobre a riqueza de espécies é menor do que o observado para outros tipos de impacto (por exemplo, transformação da área em pastagem ou agricultura) (Vasconcelos 1999; Vasconcelos et al. 2000; Asner et al. 2005; Gardner et al. 2010; Gibson et al. 2011). Isso deve ocorrer, pois o corte seletivo pode levar a um aumento da heterogeneidade do habitat (Grieser Johns 1997), de maneira que o aumento dessa heterogeneidade levaria a um aumento na riqueza de espécies de formigas (Ribas & Schoereder 2007).

Outra hipótese complementar para explicar o padrão acima seria a do distúrbio intermediário (Connell 1978), que preconiza que florestas onde ocorrem distúrbios com intensidades e frequências intermediárias poderiam ter maior riqueza ou manter a mesma do que florestas onde não ocorrem distúrbios (Begon et al. 2008). Além disso, nas áreas manejadas com um ano de pós-corte, observamos um maior número de clareiras, o que levaria ao estabelecimento de plantas especialistas em áreas abertas. Essas plantas encontram-se em diferentes estágios de regeneração e possuem estruturas atrativas para as formigas (e.g.

folhas jovens e exsudados extraflorais), que são utilizadas na alimentação (Schoereder et al. 2010).

No entanto, deve-se ressaltar que esses resultados são baseados em apenas dois tempos de pós-corte seletivo (um e cinco anos), de modo que os dados não refletem a dinâmica de áreas não exploradas devido à ausência de floresta não perturbada. Ainda que dentro de cada tempo de pós-corte hajam parcelas controle (não exploradas seletivamente), mantidas para atuar como corredores florestais e como fonte de recolonizadores para áreas exploradas seletivamente, não é possível fazer uma ligação direta entre áreas com exploração (por exemplo, um e cinco anos pós-corte) e floresta não perturbada.

Quando considerada a intensidade do corte (por exemplo, o volume de madeira retirada por  $m^3$ ) nas áreas estudadas, o esperado era que ocorresse uma redução na riqueza de espécies de formigas com o aumento da intensidade, mas não observamos influência dessa variável na riqueza. Provavelmente esse resultado está relacionado ao fato de que a atividade de corte seletivo é uma forma de uso do solo considerado de baixo impacto (Gibson et al. 2011). Miranda et al. (2013), relataram que um corte seletivo de baixa intensidade (i.e.  $<400$  árvores por  $Km^2$ ), diminui o impacto e possibilita que a estrutura da vegetação não seja alterada significativamente. Em nosso trabalho, apenas 25% das parcelas tiveram corte seletivo acima do valor acima citado e, portanto, é possível que a estrutura vegetacional da área não tenha sido drasticamente alterada. Carreño-Rocabando et al. (2010) verificaram que um aumento na intensidade do corte não leva a uma diminuição na riqueza de espécies de árvores e dessa forma o ambiente manteria características similares à da área não impactada. Por outro lado, em muitos casos, mesmo com a riqueza mantida a funcionalidade do ecossistema pode se modificar, uma vez que a estrutura da comunidade é alterada.

A riqueza de espécies de cada micro-habitat também não se diferenciou com o tempo de pós-corte. Nossos resultados se mostram condizentes com outros estudos que também não encontraram uma relação entre a riqueza de espécies de formigas de nenhum micro-habitat com o tempo de recuperação (Estrada & Fernández 1999; Nichols & Nichols 2003; Ottonetti et al. 2006; Schmidt et al. 2013). No entanto, nenhum desses trabalhos foram realizados em áreas de corte seletivo na Floresta Amazônica, sendo o nosso um dos primeiros a abordar os três micro-habitats da floresta.

As respostas das formigas de cada micro-habitat (arborícola, epigeico e hipogeico) seguem o mesmo padrão de semelhança entre as áreas. No entanto, no caso das formigas arborícolas, diferente das epigeicas e hipogeicas, o esperado era que estas fossem afetadas diretamente com o impacto da exploração, e que houvesse um aumento na sua riqueza com o tempo de recuperação, e/ou com a redução da intensidade de corte. Isso porque nos maiores tempos de recuperação, os habitats apresentariam maior complexidade possibilitando uma maior riqueza de espécies de formigas arborícolas (Lassau & Hochuli 2004; McCoy & Bell 1991), por oferecer diferentes nichos ecológicos (Andersen 1986).

Já para as formigas epigeicas e hipogeicas, o mesmo padrão de resposta seria esperado, no entanto nesses casos, seria influenciado de forma indireta, uma vez que a exploração poderia acarretar, por exemplo, em um aumento na temperatura, luminosidade e diminuição da umidade do solo causado pela baixa cobertura vegetal em áreas com maior volume de madeira extraído. Entretanto, Facelli & Pickett (1991) discutem que o corte seletivo pode levar a um aumento na serapilheira local e considerando que a serapilheira é utilizada como fonte de recurso por essas espécies, tal heterogeneidade não permitiria que houvesse uma diminuição na riqueza desses micro-habitats (Andersen 1986). Além disso, a localização em que se encontra o micro-habitat epigeico, isto é, entre o

arborícola e hipogéico, permitiria maior suporte de espécies de formigas que vêm dos outros micro-habitats (hipogeico e arborícola), sem que houvesse redução na sua riqueza (Schmidt et al. 2013).

Outro fato que nos auxilia a explicar a ausência do efeito para os três micro-habitats está relacionado com a capacidade de homeostase da floresta, considerando que, onde se tira uma árvore, o impacto da exploração se daria de forma parecida para os três micro-habitats. Além disso, o corte seletivo é uma das formas menos impactante de impacto comparado com outras, como por exemplo, corte de árvores sem planejamento (Davis 2000), impactos da pastagem (Vasconcelos 1999), desmatamento (Vasconcelos et al. 2000), distúrbios da agricultura (Philpott et al. 2010), recuperação após atividades de extração de minérios (Majer 1996; Ottonetti et al. 2006) e contaminação do solo por metais pesados (Barros et al. 2010; Ribas et al. 2012b).

Já em relação as variáveis ambientais avaliadas em relação ao tempo de pós-corte, apenas o percentual de areia no solo variou entre as áreas. Sendo que, áreas com cinco anos de pós-corte apresentaram maior percentual de areia no solo do que áreas com um ano. Isso pode ter ocorrido pelo fato de que os solos da região de estudo variam quanto a sua formação pedológica (dados fornecidos pela Orsa S.A). Entretanto, apesar desta variável ter variado entre as áreas, não afetou a riqueza de espécies de formigas total e de cada micro-habitat. Uma possível explicação é que a textura do solo (porcentagem de areia, silte, e argila) não é um fator importante para a determinação dessa riqueza. Porém, existem outros componentes presentes no solo relacionados à sua estrutura que poderiam explicar a riqueza de espécies de formigas (por exemplo, densidade, porosidade do solo e umidade). Nesse contexto, a porosidade poderia influenciar na locomoção das formigas, assim facilitando a busca por manchas de recursos e ou sítios de nidificação (Whitford 2006).

Embora as demais variáveis (densidade de árvores extraídas, cobertura vegetal, porcentagem de argila no solo e intensidade de corte) não tenham apresentado diferença entre as áreas, a densidade de árvores retiradas teve um efeito negativo na riqueza total de espécies de formigas (Figura 6. A). Nesse caso, acreditamos que esse efeito sobre a comunidade de formigas está diretamente relacionada com a retirada de árvores. Uma vez que, na ausência desse recurso ocasionado pela retirada de árvores, os efeitos são inerentes através de modificações no microclima, aumentando a quantidade de luz que chega ao nível do solo (Ruiz et al. 2005; Uhl & Kauffman 1990), alterando a complexidade vertical e da serapilheira e alterações nas características do solo, que podem afetar seus nutrientes, além da compactação do mesmo (Putz et al. 2001). Houve também um efeito negativo do percentual de argila na riqueza de espécies de formigas epigéicas, que pode ser explicado pelo fato de o aumento na concentração de argila ser capaz de representar um fator limitante para o estabelecimento, sobrevivência e reprodução das formigas, devido à dificuldade na movimentação no solo e manutenção dos ninhos. Como já documentado para o percentual de argila, Vasconcelos et al (2003) relataram que a riqueza e abundância de formigas é maior em solos argilosos do que em arenosos. Isso pode ocorrer, pois solos muito arenosos seriam incapazes de manter as galerias construídas pelas formigas, sendo a argila um fator importante nesse aspecto (Jacquemin et al. 2012). No entanto, esse efeito negativo não possui influência direta da intensidade de corte e densidade de árvores retirada. Contudo, a variação da riqueza de espécies de formiga devido ao percentual de argila é algo inerente à heterogeneidade do ambiente físico.

Já as formigas arborícolas e hipogeicas não foram afetadas pelas variáveis ambientais mensuradas. Diante desses resultados, sugerimos algumas explicações: i) a distribuição das formigas desses dois micro-habitats para a área de estudo ocorre ao acaso; ii) há variáveis ambientais que não foram mensuradas

que podem afetar a riqueza de formigas arborícolas e hipogeicas (i.e. profundidade da serapilheira, riqueza de espécies de árvores, densidade de árvores (natural em cada parcela (antes da extração)); iii) existe baixa riqueza de características estruturais no desenvolvimento da floresta, como heterogeneidade ambiental e disponibilidade de recursos, que são os principais mecanismos responsáveis pela determinação da riqueza local de espécies (Armbrecht et al. 2005); e iv) em áreas com corte seletivo, a maior parte da fauna de formigas arborícolas e hipogeicas pode ser formada por espécies que ocorrem no solo e um baixo número de espécies que são exclusivas da vegetação e do subsolo.

Em resumo, acreditamos que na área onde o estudo foi realizado e com os tempos de recuperação utilizados (um e cinco anos), as formigas tenham respondido ao corte seletivo como uma forma de distúrbio intermediário e, portanto, não haveria padrão de linearidade ou seja, aumento da riqueza de espécies de formigas em áreas com maior tempo de recuperação pós-corte. Ainda, cerca de 75% de nossos pontos amostrais apresentaram um volume de corte seletivo considerado baixo, segundo Miranda et al (2013), o que poderia não ser suficiente para mudanças drásticas na comunidade de formigas. Dessa forma, trabalhos que incluam gradientes de intensidade e tempo de recuperação mais amplos poderiam estabelecer uma melhor relação entre tempo de pós-corte e riqueza de espécies de formigas.

#### **4.3 Composição de formigas X tempo de pós-corte, intensidade de corte e variáveis ambientais**

Nós aceitamos nossa hipótese de que a composição de espécies de formigas é modificada em função do tempo de recuperação pós-corte. Entretanto, o baixo valor de R obtido pelo ANOSIM indica que as áreas com um e cinco anos pós-corte compartilham um grande número de espécies. Isso deve

estar relacionado a semelhança que as áreas apresentaram em relação as condições de recursos e condições para as formigas, além da similaridade estrutural. Talvez para que pudéssemos registrar mudanças na composição entre as áreas, seria importante a utilização de áreas controle (não submetidas corte seletivo), ainda áreas com maiores tempos de recuperação. Ainda Gómez et al. (2011) que relatam que mudanças mais efetivas na composição de espécies de formigas são observadas quando as análises são realizadas com espécies específicas, indicando que a utilização de grupos específicos poderiam fornecer informações mais precisas do que a composição total. Quando restringimos nossas análises ao micro-habitat (arborícola, epigeico e hipogeico), foi encontrado resultado similar ao da composição total, sendo que as análises de escalonamento não indicaram uma completa separação das espécies de formigas.

Duas variáveis explicaram a mudança na composição total de formigas, sendo a intensidade de corte e densidade de madeira extraída. Essas duas variáveis explicaram ainda as mudanças na composição de espécies de cada micro-habitat (i.e epigeico, hipogeico e arborícola), indicando que na área estudada a retirada de madeira exerce uma certa influência na composição da comunidade de formigas. Uma possível explicação é de que o corte seletivo mesmo sendo uma forma de distúrbio menos severo, tem efeitos inevitáveis (Johns et al. 1996; Sist et al. 1998; Putz et al. 2008; Miller et al. 2011).

Outra variável que explicou alterações na composição de espécies foi o percentual de areia no solo. Entretanto, essa variável explicou mudanças apenas na composição de formigas hipogeicas. Esse resultado pode estar relacionado a fatores diretos e indiretos referente a textura do solo, tais como retenção e drenagem de água no solo (Wilkie et al. 2010), facilidade com que as formigas estabelecem seus ninhos (Jacquemin et al. 2012). No entanto, este efeito não está relacionado diretamente com a intensidade de corte e densidade de árvores

retirada. Contudo, a variação da composição de espécies de formiga devido ao percentual de areia, é algo inerente à heterogeneidade do ambiente físico.

Mudanças na composição de espécies de formigas em florestas onde ocorre o corte seletivo seriam provocadas pelas alterações estruturais. Mudanças microclimáticas ou na disponibilidade de recursos causada na área, como resultado do corte seletivo (Vasconcelos et al. 2000; Boulton et al. 2006; Imai et al. 2012; Miranda et al. 2013). Entretanto, as variáveis ambientais utilizadas em nosso trabalho explicaram apenas uma pequena parte da alteração na composição de espécies de formigas, sendo que mesmo as variáveis que tiveram resultados significativos não explicaram mais do que 5% da variação da composição de espécies de formigas entre as áreas. Embora esse resultado não fosse esperado por nós, o mesmo pode ser explicado pela similaridade das áreas.

Nós acreditamos que uma vez que a composição de formigas (total, arbóricola, epigeica ou hipogeica) não tenha sido completamente separada, essas variáveis não foram capazes de prever alterações na comunidade de formigas. Ainda, nós não encontramos diferenças dessas variáveis entre as áreas de um e cinco anos pós-corte (com exceção da porcentagem de areia no solo), o que indica que essas variáveis são distribuídas de forma similar entre as áreas e que as mudanças nas comunidades de formigas seriam atribuídas a outros fatores.

## 5 CONCLUSÕES

Nas áreas estudadas, o principal processo que causou alterações na riqueza de espécies de formigas foi o tempo pós-corte, já a intensidade de corte não teve efeito sobre a riqueza de espécies. Áreas com um ano de recuperação pós-corte apresentaram maior riqueza de espécies de formigas do que em áreas com cinco anos. A riqueza de espécies de formigas arborícolas, epigeicas e hipogeicas não diferiu entre as áreas com um e cinco anos de pós-corte, e não foi afetada pela intensidade de corte seletivo. Não houve diferenças entre as áreas com um e cinco anos de pós-corte para as variáveis, densidade de árvores retiradas, cobertura vegetal e percentual de argila no solo. Áreas com cinco anos de pós-corte possuem maior percentual de areia no solo do que áreas com um ano pós-corte. A intensidade de corte não influenciou nenhuma das variáveis ambientais. A densidade de árvores retiradas afetou negativamente a riqueza total de espécies de formigas. E para cada micro-habitat isoladamente, apenas o percentual de argila no solo afetou a riqueza de espécies de formigas epigeicas. Nenhuma das outras variáveis ambientais influenciou a riqueza de espécies de formigas arborícolas e hipogeicas.

### 5.1 Implicações práticas para o manejo florestal na Amazônia

O que resta de florestas tropicais, que não está dentro de áreas de proteção, foi ou será cortada seletivamente, tornando essa atividade de grande importância no aspecto de conservação. É necessário que junto com a iniciativa pública, grandes e pequenos empresários do setor madeireiro invistam em novas técnicas de manejo, como o de impacto reduzido, que já é utilizado nos últimos anos. O uso dessa técnica tem demonstrado mudanças na consciência ambiental e apresenta uma oportunidade de conciliar a produtividade e a conservação da

biodiversidade. Como demonstrado em nossos resultados, técnicas de exploração de impacto reduzido podem oferecer uma alternativa mais ecologicamente sustentável para exploração de madeira, uma vez que as mudanças na riqueza e composição de espécies de formigas foram sutis. No entanto, esses resultados devem ser vistos com cautela, uma vez que são baseados em apenas dois tempos de pós-corte seletivo (um e cinco anos), não sendo possível fazer uma ligação direta entre áreas com exploração e floresta não perturbada. Assim, sugerimos mais trabalhos que demonstrem essa dinâmica com áreas não exploradas.

Ainda que o corte seletivo de impacto reduzido realizado de forma adequada gere mudanças sutis e de fácil recuperação ecológica, essa prática de manejo faz parte de um dos setores que compõem a base econômica do país, além de permitir grande desenvolvimento tecnológico e social. Ressaltamos, portanto, que o manejo florestal sustentável não significa manejo sem impactos, considerando que protocolos de certificação florestal não protegerão toda a biodiversidade e os processos do ecossistema inerentes de maneira semelhante.

O processo de certificação para o manejo florestal sustentável requer que sejam implantadas apenas protocolos para garantir a produção e manutenção de espécies madeireiras em longo prazo. Contudo, o selo de certificação florestal ainda é falho, sendo que não há princípios específicos e claros relacionados à manutenção conjunta da biodiversidade não madeireira em áreas manejadas (Bicknell et al. 2010; Imai et al. 2012), de forma que garantam a manutenção da biodiversidade e dos processos ecossistêmicos relacionados nas áreas de corte.

Desse modo, é necessário que as empresas madeireiras adotem essas técnicas de baixo impacto já documentadas e invistam no monitoramento dos diversos elementos da biodiversidade, como por exemplo, faz a empresa Orsa Florestal Ltda, com o intuito de detectar e, se necessário, mitigar impactos inesperados na biodiversidade e processos ecológicos no ambiente.

Considerando a fauna de formigas em áreas com corte seletivo, acreditamos que o manejo realizado de forma correta e condicionado às técnicas que não causem perda de espécies, conforme encontrado neste estudo, é válido. Contudo é importante salientar que nossos resultados são baseados em áreas com apenas um e cinco anos de pós-corte seletivo, de modo que não demonstra a dinâmica destas com áreas não exploradas. Uma sugestão relacionada a metodologia é a amostragem de apenas um micro-habitat (epigeico), uma vez que a resposta deste foi igual aos outros (arborícola e hipogéico) micro-habitats, assim o epigeico seria o mais adequado por reunir um maior número de espécies que nidificam no solo e na vegetação, facilitando a comparação e a análise do impacto.

Além do mais, somado à relativa facilidade e baixo custo da coleta, outra sugestão seria que os próprios funcionários da empresa fossem capacitados para realização das coletas (Azevedo-Ramos et al. 2004), assim o pesquisador se limitaria à identificação do material e a análise dos dados obtidos, e considerando o número de amostras, o trabalho poderia ser concluído em menor tempo (poucos meses).

Além disso, é necessário que as empresas e o mercado de produtos florestais madeireiros também invistam em pesquisas e utilizem técnicas desenvolvidas em parceria com empresas e universidades para que as técnicas de reabilitação continuem progredindo. A relação entre empresas e pesquisadores representa um dos caminhos mais promissores para o desenvolvimento sustentável, e é o objetivo da maior parte dos órgãos certificadores das técnicas de manejo. Sugerimos que estudos futuros abordem o acompanhamento dos efeitos do tempo controlados pela intensidade de corte, fato este que até há pouco tempo era um grande desafio, considerando que poucos sítios tropicais tinham planos de manejo e controle espacial do volume de madeira retirado. Em conclusão, este estudo contribui para o conhecimento da comunidade de

formigas em áreas com diferentes tempos e intensidades de pós-corte seletivo da Floresta Amazônica. Ainda, esse é o primeiro estudo na região tropical que aborda a resposta de três micro-habitats explorados pelas formigas. Nessas áreas, o principal processo que causou alterações na riqueza de espécies de formigas foi o tempo pós-corte, sendo que a intensidade de corte não afetou esse parâmetro. Essas informações contribuem para o entendimento do efeito do corte seletivo, tendo em vista as dificuldades para a criação de áreas protegidas na Amazônia, o corte seletivo é uma alternativa para a preservação da comunidade de formigas e certamente de outros grupos biológicos, o que reforça a importância de sua adoção em áreas onde a extração de madeira se faz necessária.

#### **AGRADECIMENTOS**

Ao Grupo Orsa Florestal por permitir a realização deste trabalho em sua área e pelo suporte logístico. Ao Ernesto Cãnedo Júnior, Grazielli Santiago, Luana Zurlo e Rafael Cuissi pelo auxílio na identificação das formigas. Este trabalho obteve auxílio do Edital MCT/CNPq nº 59/2009 - PELD, processo Nº 558198/2009-0, o qual é financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG CRA 996/08). Agradecemos as estagiárias que participaram de parte do trabalho: Tamara Moretti e das BICjr: Ana Luiza e Yasmin. Agradecemos à Cecília Leal, Evelyn Alecrim Ricardo Solar e ao Moreno Rodrigues pelas discussões e ajuda nas análises estatísticas. E. A. Silva recebe bolsa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

## REFERÊNCIAS

Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L.E.; Schultz, T.R. (Ed.). 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution Press, 280.

Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Armbrecht, I., Rivera, L., Perfecto, I. 2005. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology* 19: 897-907.

Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M., Silva, J.N., 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310, 480-482.

Azevedo-Ramos, C., Carvalho Jr., O., Amaral, B.D., 2006. Short-term effects of reduced-impact logging on Eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management* 232, 26-35.

Azevedo-Ramos, C., Kalif, K., de Carvalho Jr., O., 2004. As madeireiras e a conservação da fauna. *Ciência-Hoje* 34:202, 68-70.

Balieiro, M. R., Espada, A. L. V., Nogueira, O., Palmieri, R. & Lentini, M. 2010. *As Concessões de Florestas Públicas na Amazônia Brasileira: Um manual para pequenos e médios produtores florestais*. 2ª edição – Piracicaba: Imaflora, SP; Belém: IFT, PA, 204.

Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M., Leite, S R. Lo-Man-Hung, .N. F, Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., Silva, M. N. F. Silva Motta, C., Peres, C. A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. PNAS. Nov. 20, v.104, 47.

Begon, M., C. R. Townsend e J. L. Harper 2008. Ecologia: de Indivíduos a Ecosistemas. 4ªed, Artmed, Porto Alegre.

Bicknell, J., Peres, C.A. 2010. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. For Ecol Manage 259:2267-2275.

Bolton, B. 2003. Synopsis and classification of Formicidae. Memoirs of the American Entomological Institute. 370.

Boltz, F., Holmes, T. P., Carter, D. 2003. Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review. Forest Policy and Economics, 5: 69-81.

Boulton, A. M., Amberman, K. D.2006. How ant nests increase soil biota richness and abundance: a field experiment. Biodiversity and Conservation, 15:69-82.

Brown, K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. Journal of Insect Conservation 1: 25-42.

Bruhl, C. A., Thomas, E., Linsenmair, K. E. 2003. Size does matter - effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. Biodiversity and Conservation. 12: 1371-1389.

BruhL, C. A., Gunsalam, G., Linsenmair, K. E.. 1998. Stratification of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. *J. Trop. Ecol.* 14: 295-297.

Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J. C., Poorter, L. 2012. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x.

Chapman, C.A., Balcomb, S.R., Gillespie, T.R., Skorupa, J.P., Struhsaker, T.T. 2000. Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, 14: 207-217.

Chevan A, Sutherland M. 1991. Hierarchical Partitioning. *The American Statistician*, 45: 90-96.

Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2006. Primer v.6: computer program and user manual/tutorial. PRIMER-E Ltd, Plymouth, United Kingdom.

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, Washington, 199: 4335, 1302-1310.

Corrêa, J. C. 1989. Avaliação da degradação de pasto em um latossolo amarelo da Amazônia Central. 111 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

Davis, A. J. 2000. Does Reduced-Impact Logging Help Preserve Biodiversity in Tropical Rainforests? A Case Study from Borneo using Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) as Indicators. *Environmental Entomology*. 29, 3:467-475.

Dias, M. S., M. S., Magnusson, W. E., Zuanon, J. 2009. Effects of Reduced-Impact Logging on Fish Assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*. 24, 1:278-286.

Dickinson, M.B., Dickinson, J.C., Putz, F.E., 1996. Natural Forest management as a conservation tool in the tropics: divergent views on possibilities and alternatives. *Commonwealth Forestry Review* 75, 309-315.

Dunn, R. R. 2004. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera. *Forest Ecology and Management* 191: 215-224.

Ernst, R., Linsenmair, K.E., Ro Del, M. O. 2006. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation* 133, 143-155.

Estrada, M. C. & Fernández. C. F. 1999. Diversidad de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en un gradiente sucesional del bosque nublado (Nariño, Colombia). *Revista de Biología Tropical* , 47 1-2: 189-201.

Facelli, J.; Carson, W. 1999. Heterogeneity of plant litter accumulation in successional communities. *Bulletion of the Torrey Botanical Club*. 118: 62-66.

FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010: Progress towards sustainable forest management. Food and Agriculture Organisation (United Nations), Rome, Italy. Available online: [www.fao.org](http://www.fao.org)

Fearnside, P.M., Rankin, J.M.. 1982. O novo Jari: riscos e perspectivas de um desenvolvimento maciço amazônico. *Ciência e Cultura* 36, 7: 1140-1156.

Fearnside, P.M., Rankin, J.M.. 1984. Jari revisited: Changes and the outlook for sustainability in Amazonia's largest silvicultural estate. *Interciencia* 10, 3: 121-129.

Feldpausch, T.R., Jirka S., & C.A.M. Passos. 2005. When big trees fall: damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 219: 199-215.

Fernández, F. 2003. Introducción a las hormigas de la región Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 398.

Fowler, H. G., Delabie, J. H. C., Moutinho, P. R. S. 2000. Hypogaeic and epigaeic ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages of Atlantic coastal rainforest and dry mature and secondary Amazon forest in Brazil: Continuums or communities. *Trop. Ecol.* 41: 73-80.

Frazer, G. W., Canham, C. D., Lertzman, K. P., 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from truecolour fisheye photographs, user manual and program documentation. Nova Iorque: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York. FSC 2011. FSC Brasil: Conselho brasileiro de certificação florestal. Disponível em <http://www.fsc.org.br/>. (Acessado em 09/2011).

Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R.L., Ewers, R., Harvey, C.A., Peres, C.A., Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world *Ecology Letters* 12: 561-582.

Gardner, T. A., Barlow, J., Sodhi, N. S., Peres, C. A. 2010. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Biological Conservation*, 143, 93- 24.

Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. a, Barlow, J., Peres, C. a, et al. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378–81. doi:10.1038/nature10425.

Gómez, C., Abril, Sílvia., 2011. Selective logging in public pine forests of the central Iberian Peninsula: Effects of the recovery process on ant assemblages. *Forest Ecology and Management*, 262:1061-1066.

Gómez, C., Casellas, D., Oliveras, J., Bas, J. M. 2003. Structure of ground-foraging ant assemblages in relation to land-use change in the northwestern Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation*. 12: 2135-2146.

Grieser Johns, A. 1997. Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests. *Cambridge studies in applied ecology and resource management*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.  
Groombridge, B., 1992. *Global Biodiversity: Status of Earth's Living Resources*. Chapman and Hall, London, UK.

Gunawardene, N.R., Majer, J.D., Edirisinghe, J.P. 2010. Investigating residual effects of selective logging on ant species assemblages in Sinharaja Forest Reserve, Sri Lanka. *Forest Ecology and Management*. 259:555-562.

Harrison, S., Inouye, B. D., Safford, H. D. 2003. Ecological Heterogeneity in the Effects of Grazing and Fire on Grassland Diversity. *Conservation Biology*, 17: 3: 837-845.

Hawes J, Barlow J, Gardner T A., Peres C. A. 2008. The value of forest strips for understory birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation* 141: 2262-2278.

Holdsworth, A.R., Uhl, C., 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecol. Appl.* 7: 713-725.

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. *The Ants*. Cambridge, Harvard University Press. 732.

Imai, N., Seino, T., Shinichiro, A., Takyu, M., Titin, J., Kitayama, K. 2012. Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. *Plant Ecol*, 213:1413–1424. DOI 10.1007/s11258-012-0100-y.

Instituto Nacional de Pesquisa Espacial – INPE. 2011. Coordenacao Geral de Observacao da Terra-OBT. Available at [www.obt.inpe.br/prodes](http://www.obt.inpe.br/prodes) (Acessado em 10/2012).

Jacquemin, J., Drouet, T., Delsinne, T., Roisin, Y., Leponce, M. 2012. Soil properties only weakly affect subterranean ant distribution at small spatial Scales. *Applied Soil Ecology*, 62:163-169.

Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecol. Manage.* 89, 59-77.

Kalif, K. A. B., Malcher, S. A. O., Azevedo-Ramos, C., Moutinho, P. 2001. The effect of logging on the ground-foraging ant community in eastern Amazonia. *Studies in Neotropical Fauna and Environment* 36, 3:215-219.

Kavanagh, R.P. & Stanton, M.A. (2005) Vertebrate species assemblages and species sensitivity to logging in the forests of north-eastern New South Wales *Forest Ecology and Management*, 209: 309-341.

Lach, L.; Parr, C.L. & Abbott, K.L. 2010. *Ant Ecology*. Oxford University Press. New York. 402.

Lassau SA, Hochuli DF. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27: 157-164.

Laurance W.F. & Vasconcelos, H.L. 2009. Consequências Ecológicas da Fragmentação Florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*. 13: 434-451, 2009.

Laurance, W.F., 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climatic change. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 411-415.

Laurance, W.F., Bergen, S., Cochrane, M.A., Fearnside, P.M., Delamônica, P., D'Angelo, S., Barber, C., Fernandes, T. 2005. The future of the Amazon. In: E. Bermingham, Dick CW, Moritz G (eds) *Tropical Rainforest: Past, Present, and Future*. The University of Chicago Press, Chicago, 583-609.

Laurance, W.F., Croes, B.M., Tchignoumba, L., Lahm, S.A., Alonso, A., Lee, M.E., Campbell, P., Ondzeano, C., 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conserv. Biol.* 20, 1251-1261.

Longino, J. T., Coddington, J., Colwell, R. K. 2002. The Ant Fauna of a Tropical Rain Forest: Estimating Species Richness Three Different Ways. *Ecology*, 83, 3:689-702.

Loranger-Merciris, G., Imbert, D., Bernhard-Reversat, F., Ponge, J. F., Lavelle, P. 2007. Soil fauna abundance and diversity in a secondary semi-evergreen forest in Guadeloupe (Lesser Antilles): influence of soil type and dominant tree species. *Biol Fertil Soils* 44:269-276. DOI 10.1007/s00374-007-0199-5.

MacNally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between and reconciliation of 'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity and Conservation*, 9: 655-671.

Macpherson, A. J.; Schulze, M. D.; Carter, D. R.; Vidal, E. 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management*. 260: 2002-2011.

Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 12, p. 257-273.

McCoy, E. D., Bell, S. S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: McCoy, E. D.; Bell, S. S.; Mushinsky, H. R. (eds), *Habitat structure: the physical arrangements of objects in space*. Chapman and Hall, 3-27.

Miller, S. D., Goulden, M. L., Hutyra L.R. 2011. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proc Natl Acad Sci USA* 108:19431-19435.

Miranda, P. N; Morato, E. F.; Oliveira, M. A. & Delabie, J. H. C. 2013. A Riqueza e composição de formigas como indicadores dos efeitos do manejo florestal de baixo impacto em floresta tropical no Estado do Acre. *Revista Árvore, Viçosa-MG*, 37, 1:163-173.

Nepstad D. C., Veríssimo A., Alencar A., Nobre C., Lima E., Lefebvre P., Schlesinger P., Potter C., Moutinho P. R. S., Mendonza E., Cochrane M., Brooks V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398: 505-508.

Nichols O. G., Nichols F. M. 2003. Long-Term Trends in Faunal Recolonization After Bauxite Mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology*, 11, 3:261-272.

Nislow K.H., Lowe W.H. 2006. Influences of logging history and riparian forest characteristics on macroinvertebrates and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in headwater streams (New Hampshire, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 51: 388-397.

Oliveira M. A., Della Lucia T.M.C., Morato E.F., Amaro M.A., Marinho, C.G.S. 2011. Vegetation structure and richness: effects on ant fauna of the Amazon - Acre, Brazil (Hymenoptera:Formicidae). *Sociobiology*, 57, 2: 471-486.

Ottonetti L., Tucci L., Santini G. 2006. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. *Restoration Ecology* 14: 60-66.

Penn A.M., Sherwin, W. B., Lunney, D., Banks, P. B. 2003. The effects of a low-intensity fire on small mammals and lizards in a logged, burnt forest. *Wildlife Research*, 30: 477-486.

Philpott S. M., Perfecto, I., Armbrecht I., Parr C.L. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. Em: Wilson, E.O. (ed). *Ant Ecology*, p. 137-156. Oxford University Press, Oxford. *Biological Conservation* 124:63-73.

Pires, J. M. Tipos de vegetação da Amazônia. *Brasil Florestal*, Brasília, v. 17, n. 5, p. 48-58, 1974.

Putz F. E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *For Ecol Manage* 256:1427-1433.

Putz F. E., Sirot, L. K., Pinard, M. A., 2001. Tropical forest management and wildlife: silvicultural effects on forest structure, fruit production, and locomotion of arboreal animals. In: Fimbel, R.A., Grajal, A., Robinson, J.G. (Eds.), *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forest*. Columbia University Press, New York, NY, 11-34.

Putz F. E.; Zuidema, P.A; Synnott, T; Peña-Claros, M; Pinard, M.A; Sheil, D; Vanclay, J.K; Sist, P; Gourlet-Fleury, S; Griscom, B; Palmer, J & Zagt, R. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable, *Conservation Letters*, 5, 4: 296-303.

R Development Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Vidaurre, M., Pacheco, L. F., Roldán, A. I. 2006. Composition and abundance of birds in Andean alder (*Alnus acuminata*) patches with past and present harvest in Bolivia. *Biological Conservation*, 132: 12-21.

Ribas C. R, Schmidt F. A, Solar RCC, Campos RBF, Valentim CL, Schoereder JH. 2012b. Ants as Indicators of the Success of Rehabilitation Efforts in Deposits of Gold Mining Tailings. *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00831.x

Ribas, C. R., Schoereder, J. H., PIC, M., Soares, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*. 28: 305-314.

Ribas, C. R., Campos, R. B. F., Schmidt, F. A., Solar, R. R. C. 2012a. Ants as Indicators in Brazil: A Review with Suggestions to Improve the Use of Ants in Environmental monitoring Programs. Review Article. *Psyche*, V. 2012:23.

Ribas, C. R., Schoereder, J. H., 2007. Ant assemblages, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazil Pantanal. *Biodiversity and Conservation*. 16: 1511-1520.

Rizzini C.T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. *Âmbito Cultural*, Rio de Janeiro.

Ruiz, J., Fandiño, M. C., Chazdon, R. L. 2005. Vegetation structure, composition, and species richness across a 56-year chronosequence of dry tropical forest on Providencia island, Colombia. *Biotropica*. 37: 520-530.

Ryder Wilkie, K.T., Mertl, A.L., Traniello, J.F., 2010. Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian Ecuador. *PloS ONE* 5:131-46.

Schmidt, F. A., & Solar, R. R. C. 2010. Hypogeic pitfall traps: methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna. *Insectes Sociaux* 57: 261-266.

Schmidt, F.A, Ribas, C.R, Schoereder, J.H. 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? *Ecological Indicators*, 24: 158-166.

Schoereder JH, Sobrinho TG, Madureira MS, Ribas CR, Oliveira PS. 2010. The arboreal ant community visiting extrafloral nectaries in the neotropical Cerrado Savanna. *Terrestrial Arthropod Review*, 3:3-27.

Silveira, J. M. & Azevedo-Ramos, C. 2010. Effect of reduced-impact and conventional logging techniques on the lizard *Kentropyx Calcarata* (Teiidae) in the Eastern Amazon. *Ecotropica* 16: 1-14.

Sist, P., Nolan, T., Bertault, J.-G., Dykstra, D.P., 1998. Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. *Forest Ecol. Manage.* 108: 251-260.

Uhl, C. & Kauffman, J. B. 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species in the rainforest of the eastern Amazon. *Ecology*, 71: 437-449.

Underwood E.C, Fisher, B.L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132: 166-182.

Vasconcelos, H.L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 8:409-420.

Vasconcelos, H. L., Delabie, J. H. C. 2000. Ground ant communities from central Amazonia forest fragments. In D. Agosti, J. D. Majer, L. Alonso, and T. Schultz (Eds.). *Curtin school of environmental biology bulletin no. 18*, pp. 59-69. Curtin University of Technology, Perth, Australia.

Vasconcelos, H. L., Vilhena, J. M. S. & Caliri, G. J. A. 2000. Responses of ants to selective logging of central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*, 37: 1-8.

Vasconcelos, H.L., Macedo, A.C.C., Vilhena, J.M.S. 2003. Influence of topography on the distribution of ground-dwelling ants in an Amazonian forest. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 38, 115-124.

Vitt, L.J., & J.P. Caldwell. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. Pp. 239-259. in Fimbel, R., Grajal, A., & J.G. Robinson (eds.). *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forests*. Columbia University Press, New York.

Ryder Wilkier, K. T.; Mertl, A. L.; Traniello, J. F. A. 2007. Biodiversity below ground: probing the subterranean ant fauna of Amazonia. *Naturwissenschaften*. 94: 725-731.

Whitford, W. G. 2006. Ants. In: Gregorich, G. *Encyclopedia of soil science*. 2 ed. Taylor & Francis Group. 117 -120. Disponível em: <http://books.google.com/books>

Whitmore, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago press, Chicago.3-14.

Wunderle, J. M, Henriques L. M. P., Willig, M. R. 2006. Short-Term Responses of Birds to Forest Gaps and Understory: An Assessment of Reduced-Impact Logging in a Lowland Amazon Forest. *Biotropica*, 38: 235-255.

**ARTIGO 2**

**ÁREAS DE REABILITAÇÃO APÓS IMPACTOS DA MINERAÇÃO E  
SEUS EFEITOS SOBRE OS ARTRÓPODES DE SERAPILHEIRA E NO  
FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA**

## RESUMO

A mineração é a forma mais intensa de impacto antrópico e uma das principais ameaças à biodiversidade mundial, mas seus efeitos sobre o funcionamento dos ecossistemas ainda são amplamente negligenciados. Dessa forma, nosso objetivo foi avaliar o efeito das áreas em processo de reabilitação após atividades de mineração sobre a comunidade de artrópodes da serapilheira, bem como das funções ecológicas, aqui consideradas como taxa de decomposição e liberação de nutrientes. Não houve efeito dos diferentes tempos de reabilitação sobre a riqueza de espécies de artrópodes ou dos grupos funcionais. Já a composição da comunidade de artrópodes variou entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação, apenas para o grupo funcional dos fungívoros e predadores. A diversidade de serapilheira e abertura do dossel foram maiores em áreas sem impacto (controle), já a densidade de sub-bosque maior nas áreas com maior tempo de reabilitação. No entanto, apenas a abertura do dossel apresentou um efeito negativo sobre o grupo funcional dos detritívoros. A taxa de decomposição da serapilheira e liberação de nutrientes não variou entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação, ainda não houve alteração significativa na riqueza de espécies de artrópodes e de grupos funcionais. Estes resultados sugerem que as áreas estudadas ainda estão em processo de reabilitação, de modo que a riqueza não difira nas áreas estudadas. Isso não exclui a possibilidade de que outros efeitos oriundos da mineração, uma vez que realizamos este estudo somente em áreas reabilitadas e não naquelas sob efeito direto da mineração. Os resultados aqui apresentados não significam necessariamente que a perda de espécies em um ecossistema, como o estudado, não implique em alterações na dinâmica de seu funcionamento. Embora, a principal conclusão seja que a maioria das espécies possa desempenhar papéis redundantes, há outras medidas de funcionamento de ecossistemas que não foram avaliadas aqui e sobre as quais não se podem fazer generalizações.

**Palavras-chave:** Artrópodes. Ecossistemas. Ciclos Biogeoquímicos. Biodegradação. Mineração de ferro.

## ABSTRACT

Mining is the most intense form of anthropic impact and a major threat to the global biodiversity, but its effects on the functioning of ecosystems are still largely neglected. Thus, our objective was to evaluate the effect of the areas in the rehabilitation process after mining activities on the community of litter leaf arthropods and ecological functions, considered here as the rate of decomposition and nutrient release. Effect of different times of rehabilitation on the richness of arthropod species or functional groups was not observed. The composition of the arthropod community varied between areas with different rehabilitation time just for the functional groups of fungal feeders and predators. The litter leaf diversity and canopy cover were higher in non impacted areas (control areas), and the understory density was higher in areas with longer time of rehabilitation. However, only the canopy cover had a negative effect over the detritivore functional group. The litter leaf decomposition rate and the nutrient release did not vary between different rehabilitation time areas. It also did not have significant change on arthropod species richness and functional groups. These results suggest that the studied areas are still in the rehabilitation process, so the richness does not differ in the studied areas. This result does not exclude the possibility of other effects from mining, since we conducted this study only in rehabilitated areas, not in those under direct effects of mining activities. The results presented in this study do not necessarily mean that the loss of species in an ecosystem does not result in changes in the dynamics of its functioning. Although the main conclusion is that most species can play redundant roles, there are other measures of ecosystem functioning that were not evaluated in this study and upon them the results cannot be generalized.

**Keywords:** Arthropods. Ecosystems. Biogeochemical Cycles. Biodegradation. Iron Mining.

## 1 INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional tem levado o consumo de recursos naturais a uma taxa maior do que aquelas nas quais esses recursos se renovam, causando danos irreparáveis aos ecossistemas, tais como a perda de biodiversidade, alterações na dinâmica das populações e estrutura das comunidades biológicas (Chapin et al. 2000; Gardner 2010; Tschardt et al. 2012). Um dos exemplos desse consumo pode ser observado nas atividades de mineração.

A mineração é uma das formas mais intensas de impacto antrópico resultando em grande alteração do ambiente. Essa atividade é desenvolvida com a ocupação de grandes áreas para extração de minério, instalação de equipamentos e construção de estradas (Dias et al. 2012; Barros et al. 2013). Além dos impactos causados nas áreas de exploração, essa atividade causa danos no entorno, através do despejo de rejeitos da mineração. Assim, nessas áreas ocorrem profundas mudanças na subsidência do terreno, poluição sonora e contaminação por rejeitos químicos e radioativos (Dias & Griffith 1998; Barros et al. 2013), com consequências para a atividade biológica (Diehl et al. 2004). Tradicionalmente, os ecólogos se preocupam basicamente com o efeito do impacto na alteração dos padrões de biodiversidade na região (Majer 1996; Pais & Varanda 2010; Ribas et al. 2012), desconsiderando os efeitos desse impacto sobre o ecossistema (Naeem et al. 1994; Gaston et al 1996; Hooper & Vitousek 1998).

Uma vez que, os padrões de biodiversidade e os mecanismos que levam à produção de tais padrões têm sido estudados intensivamente nos últimos anos, surgiu a seguinte questão: “Como a comunidade biológica, e particularmente a biodiversidade, afeta os processos relacionados ao funcionamento dos ecossistemas?” Esses processos são definidos como atividade biogeoquímicas,

que incluem a produtividade primária e a ciclagem de nutrientes como os mais importantes (Tilman et al. 1996; Tilman et al. 1997; Aarssen 1997; Naeem et al. 1994; Hooper & Vitousek 1998). A perda da biodiversidade pode provocar fortes alterações na estabilidade dos ecossistemas (Hughes & Roughgarden 2000). Essas alterações poderiam, por exemplo, afetar a produção de serapilheira e o estoque de nutrientes (Tscharntke et al. 2011), alterando a dinâmica geral de nutrientes (Eviner et al. 2003), incluindo as taxas de retorno de carbono (Härrenschwiler et al. 2005) e a fertilidade do solo (Tilman 2000).

Muitas hipóteses têm sido levantadas para responder como se dá a influência da biodiversidade sobre o funcionamento dos ecossistemas, sendo que grande parte delas considera o efeito positivo (e.g linear) (Schlapfer & Schmid 1999; Giller & O' Donovan 2002; Loreau et al. 2002; Naeem et al. 2002). Atualmente, a hipótese mais aceita é a da redundância (Loreau et al. 2002; Naeem et al. 2002), a qual sugere a existência de espécies primariamente redundantes; assim, dentro de um determinado grupo funcional, a eventual perda de espécies é compensada por outras espécies diferentes, mas que executam o mesmo papel biológico no ecossistema. Segundo essa hipótese, a adição de espécies, a partir de certa diversidade, pode não acrescentar mais nada ao sistema em termos de funcionamento, devido à existência de uma diversidade na qual o funcionamento “satura” e a adição de novas espécies pode não contribuir para aumento nas taxas das atividades do ecossistema (por exemplo, produtividade, decomposição) (Ehrlich & Walker 1998). Dessa forma, algumas espécies são igualmente importantes, mas somente a partir de uma determinada diversidade “mínima”.

Dos organismos envolvidos no funcionamento dos ecossistemas, destacam-se os invertebrados, uma vez que podem ser utilizados como indicadores da qualidade do habitat e de seu funcionamento (Stork & Eggleton 1992; Velásquez 2004), em função de sua importância nos processos de

decomposição e na disponibilização de matéria orgânica para o solo (Petersen & Luxton 1982). Assim, uma abundante e diversificada fauna de artrópodes pode ajudar a assegurar uma rápida reciclagem dos nutrientes (Coleman & Crossley 1996) e o rápido crescimento das plantas (Spain et al. 1992). Este último é particularmente importante em áreas que estão em processo de reabilitação ambiental, como é o caso de áreas após impacto da mineração. Como os processos desempenhados por esses organismos são dependentes da cobertura vegetal e do manejo dos diferentes sistemas de uso da terra (Tapia-Coral 2004), é possível intervir no ecossistema de maneira a aumentar a eficiência dos serviços ambientais oferecidos por esta biota.

Uma razão prática para o estudo de espécies ou grupos funcionais é o recente aumento de questões sobre sustentabilidade e manejo de ecossistemas naturais e impactados (Vandermeer 1995; Chapin et al. 1996). Dessa forma, é possível que mudanças mais efetivas na riqueza de espécies de artrópodes sejam observadas quando são considerados grupos específicos (e.g. grupos funcionais) uma vez que, estes estão ligados a processos que ocorrem nos ecossistemas e assim poderiam fornecer informações mais úteis do que apenas o número de espécies (Gómez et al. 2011). Para tal, se faz necessário o conhecimento das espécies envolvidas nos principais processos ecológicos e o seu papel nos processos ecossistêmicos.

Em geral, a resposta de diferentes grupos de artrópodes ao tempo de reabilitação já foi avaliada pelas medidas de diversidade relacionadas com a estrutura das comunidades (e.g. riqueza, abundância, composição de espécies), entre habitats em diferentes níveis de distúrbio ou diferentes tempos de reabilitação (e.g. Basset et al. 2008; Costa et al. 2010; Pais & Varanda 2010). Entretanto, estudos que avaliaram o funcionamento dos ecossistemas e o tempo de reabilitação ainda são escassos e até onde sabemos, este é o primeiro estudo que aborda esta temática.

Neste capítulo, nós avaliamos o efeito dos artrópodes e das funções ecológicas, aqui consideradas como taxa de decomposição e liberação de nutrientes, nas áreas em processo de reabilitação após atividades de mineração. Para isso, as seguintes hipóteses foram testadas: (i) o tempo de reabilitação influencia positivamente a riqueza de espécies e o número de grupos funcionais de artrópodes de serapilheira; (ii) a composição da comunidade de artrópodes e dos diferentes grupos funcionais é modificada com o tempo de reabilitação; (iii) a complexidade ambiental (abertura do dossel, densidade do sub-bosque, peso da serapilheira e diversidade de serapilheira) é maior em áreas com maior tempo de reabilitação e isso afeta positivamente a riqueza de espécies e o número de grupos funcionais. Já em relação ao funcionamento dos ecossistemas, serão testadas as seguintes hipóteses: (i-a) áreas com maior tempo de reabilitação apresentam maiores taxas de decomposição e liberação de nutrientes; isso porque (ii-b) áreas com maior riqueza de espécies de artrópodes e de grupos funcionais apresentam maiores taxas de decomposição e liberação de nutrientes, uma vez que pode haver uma diferença nas respostas de cada grupo, pois estes executam funções diferentes no processo de decomposição.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Local do estudo e desenho amostral

Nós realizamos o estudo, em 2012 e 2013, na Mina da Mutuca (20°1'43"S e 43°57'10"O) localizada na cidade de Nova Lima, Região Metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais. A Mina da Mutuca é uma unidade de extração de minério de ferro, de propriedade da companhia Vale S.A. Compreende áreas com matas ciliares (aqui consideradas como áreas não impactadas controle) e áreas em reabilitação compostas por material de estéril, subdivididas em diferentes métodos de reabilitação como também idades. Adicionalmente, trata-se de uma unidade inserida na transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica (Rizzini 1997), com altitude média de 722 m e temperatura média anual de 21,1°C (IBGE 2012).

Nós realizamos o experimento em duas áreas não impactadas (controle) e cinco áreas em diferentes tempos de reabilitação (idade), bem como tipos diferentes de reabilitação após a atividade de mineração. Essas áreas foram classificadas de acordo com o tempo de reabilitação: 2 anos (Reab 2), 4 anos (Reab 4), 6 anos (Reab 6), 8 anos (Reab 8) e 10 anos (Reab 10) (Figura 1). As áreas Reab 2 e Reab 4 foram reabilitadas com a introdução de capim gordura (*Melinis minutiflora*) e feijão guandu (*Cajanus cajan*). Já nas outras três áreas (Reab 6, Reab 8 e Reab 10), foram utilizados: braquiária (*Brachiaria* spp.), feijão guandu, além de outras plantas nativas que colonizaram o local naturalmente.

Em cada uma dessas áreas nós delimitamos quatro quadrados de 1 m<sup>2</sup>, distantes 60 metros entre si (ponto amostral) (Figura 2). Em fevereiro de 2012, dentro de cada quadrado foram colocadas quatro bolsas de decomposição, unidas com fio de nylon (Figura 3) e foi retirada uma amostra de serapilheira (25 x 25 cm) para a extração da fauna de artrópodes inicial. As coletas, em cada

quadrado, foram realizadas após 30, 90, 120 e 180 dias do início do experimento, quando uma bolsa de decomposição era retirada em cada ponto amostral. Esse material foi utilizado para avaliar a fauna de artrópodes de serapilheira e para analisar a taxa de decomposição e liberação de nutrientes.

## **2.2 Coleta da serapilheira e montagem das bolsas de decomposição**

Em fevereiro de 2012, para a montagem das bolsas de decomposição nós coletamos folhas recém caídas das espécies vegetais predominantes na área controle. Após a coleta, nós misturamos e secamos as folhas em estufa a 60°C por 72 horas. Após esse processo, nós pesamos as folhas em balança de precisão e uma amostra de aproximadamente 4 g foi reservada para as análises iniciais de nutrientes (controle) e do restante, 4 g foram acondicionadas em cada bolsa de decomposição (litterbags). As bolsas de decomposição foram confeccionadas com tela de nylon (15 x 15 cm), com malha de 2 mm de espessura. Cada bolsa continha três furos de aproximadamente 5mm, sendo um em sua parte superior e dois nas extremidades inferior permitindo assim o acesso da mesofauna ao material vegetal. Essa técnica de acondicionamento de folhas (serapilheira) em bolsas de nylon tem sido frequentemente utilizada para investigar a taxa de decomposição (Mason 1980; Castanho & Oliveira 2008; Silva 2009).



Figura 1 Foto das áreas de reabilitação em locais de mineração da Vale S.A. em Nova Lima-MG, Brasil. (A) Dois anos de reabilitação (Reab 2); (B) Quatro anos de reabilitação (Reab 4); (C) Seis anos de reabilitação (Reab 6); (D) Oito anos de reabilitação (Reab 8); (E) Dez anos de reabilitação (Reab 10); (F) Mata ciliar (área não impactada - controle) (MC).

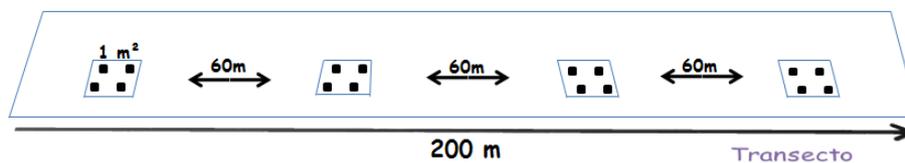


Figura 2 Desenho esquemático da disposição dos quadrados em campo. Os quadrados pretos (■) representam as bolsas de decomposição.



Figura 3 Foto com vista geral de um quadrado 1 m<sup>2</sup>, mostrando a disposição das quatro bolsas de decomposição em campo.

### 2.3 Coleta e extração da fauna de artrópodes

Para a extração dos artrópodes, nós retiramos as bolsas de decomposição do campo e colocamos em funis de Berlese por 72 horas. Após a extração, nós triamos os indivíduos e acondicionamos em potes devidamente etiquetados contendo álcool 70%.

Nós classificamos os artrópodes coletados no menor nível taxonômico possível, sendo que os ácaros, colêmbolas e aranhas, nós os enviamos para especialistas da UFMG (Laboratório de Sistemática e Evolução de Ácaros Acariformes), INPA (Laboratório de Sistemática e Ecologia de Invertebrados do Solo) e Instituto Butantã (Laboratório de Artrópodes), respectivamente. Após a identificação, os *taxa* foram classificados quanto aos grupos funcionais de acordo com o hábito alimentar: em fungívoros, predadores, detritívoros e outros hábitos (Moore et al. 1988; Hanagarth et al. 1999; Correia 2002; Marinoni et al. 2003; Moraes & Flechtmann 2008).

As formigas coletadas foram identificadas até o nível de gênero, com auxílio das chaves de identificação contidas em Bolton (2003) e Palacio & Fernández (2003) e por comparação com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Formigas da UFPA, onde os espécimes testemunho foram depositados. Posteriormente para agrupar as espécies de formigas quanto ao seu hábito alimentar nós utilizamos a classificação proposta por Delabie et al. (2000) para formigas de serapilheira da Mata Atlântica.

Nós contamos o número de espécies de artrópodes para cada quadrado, somando-se o conteúdo de todos os quatro sacos de decomposição, obtendo-se a riqueza total de indivíduos. A abundância de espécies de formigas não é utilizada por serem organismos que vivem em colônia, assim considerando apenas sua ocorrência (n=1).

#### **2.4 Taxas de decomposição e liberação de nutrientes**

Após a extração da fauna nós secamos o conteúdo restante das bolsas de decomposição em estufa a 60°C por 72 horas e em seguida esse material foi pesado em balança de precisão, a fim de se obter a perda de peso em relação ao peso inicial. Posteriormente, nós trituramos essas amostras em moinho tipo *Willey* e levamos para o Laboratórios de Biomateriais e Ciências dos Alimentos, ambos da Universidade Federal de Lavras, para determinação das concentrações de enxofre (S), carbono (C), nitrogênio (N) e razão C:N presentes nas amostras e nos controles.

#### **2.5 Coleta das variáveis ambientais**

Em cada ponto amostral, nós coletamos medidas referentes à complexidade ambiental: abertura do dossel (AD), densidade do sub-bosque (DSB), peso da serapilheira (PSS) e diversidade de serapilheira (DL).

A abertura de dossel (AD) foi medida através da quantificação de pixels brancos (pontos relativos ao céu aberto) e pretos (referentes à vegetação) de imagens digitais obtidas com câmera acoplada à lente olho de peixe e posicionada a 1,5m de altura do solo. Analisamos as fotografias através do software Gap Light Analyser 2.0 (GLA), o qual fornece a porcentagem da abertura do dossel (Frazer et al. 1999). Já para o cálculo da DSB, foram utilizadas fotografias tiradas sistematicamente em quatro diferentes posições, próximas do ponto amostral. As fotografias foram tiradas com uma câmera posicionada a 1 m de altura do solo e a uma distância de três metros do pano de fundo um pano branco 100 cm x 100 cm. Nós calculamos a DSB, utilizando a opção de “Análise Global” do software SideLook (Nobis 2005) com a porcentagens de pixels negros presentes na imagem.

Para a obtenção das variáveis PSS e DL, um quadrado de 25 cm x 25 cm foi delimitado próximo do ponto amostral, de onde foi coletada a serapilheira. Obtivemos a DL através da quantificação das diferentes folhas, galhos e flores presentes na amostra, a partir da amostra quantificada calculamos a heterogeneidade através do índice de Shannon (Paolucci et al. *em preparação*). Posteriormente, nós retiramos toda a serapilheira contida dentro do quadrado, e secamos em estufa a 60 °C por 96 horas e, em seguida, pesamos em balança de precisão digital gerando assim o PSS (g).

Nós medimos as variáveis ambientais em dois distintos períodos do ano (seca e chuva), sendo utilizada a média desses valores para as análises.

## **2.6 Análises dos dados**

### **2.6.1 Análises da comunidade: riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação**

Em todas as nossas análises, a variável resposta (y) foi a riqueza total de artrópodes ou de cada grupo funcional (i.e. fungívoros, predadores, onívoros e outros hábitos) em cada ponto amostral e a variável explicativa (x) foi escolhida de acordo com a hipótese a ser testada. Sendo que, para a riqueza total ou de cada grupo funcional foi considerado o número total de espécies amostradas nas cinco coletas (i.e coleta inicial, 30, 90, 120 e 180 dias).

Para testar se a riqueza de espécies de artrópodes e o número de grupos funcionais aumentam com o tempo de reabilitação, nós utilizamos modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMMs). Esses modelos são utilizados para dados que possuem dependência entre as coletas (Zuur et al. 2009). Nos modelos, a riqueza total e dos grupos funcionais de artrópodes, conforme acima descrito, foi utilizada como variável resposta (y) e as áreas com diferentes tempos de reabilitação (Controle, 2, 4, 6, 8 e 10 anos), como variável explicativa (x). Nesses modelos, nós utilizamos o ponto amostral como uma variável de efeito aleatório, uma vez que as coletas foram realizadas em quatro pontos pertencentes a um mesmo tempo de reabilitação. Esses modelos foram ajustados para distribuição de erros de Poisson para dados de contagem (Crawley 2007). A análise de dados foi feita com o pacote lme4 no software R 2.14 (R Development Core Team 2013).

Nós testamos as diferenças na composição de espécies de artrópodes e de cada grupo funcional, entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação após impacto da mineração, utilizando análise multivariada de variância baseada em permutações (PERMANOVA, Anderson 2001), por meio de comparações múltiplas pareadas, usando a medida de dissimilaridade Bray-Curtis com 4999 permutações. A PERMANOVA é uma Anova permutacional que foi

desenvolvida para testar a resposta simultânea de uma ou mais variáveis a um ou mais elementos/fatores em análise de variância (ANOVA). Posteriormente nós realizamos a dispersão multivariada PERMIDISP para testar se havia diferenças na homogeneidade da variância dos valores de dispersão dos grupos de artrópodes para os diferentes tempos de reabilitação (Anderson 2001). Essas análises foram realizadas utilizando o procedimento “Adonis” e na PERMIDISP o “betadisper” no pacote Vegan no R 2.14 (R Development Core Team 2013).

Para testar se as variáveis utilizadas para avaliar a complexidade ambiental: abertura do dossel (AD), densidade do sub-bosque (DSB), peso da serapilheira (PSS) e diversidade de serapilheira (DL), variam entre as diferentes áreas com diferentes tempos de reabilitação, nós utilizamos modelos lineares generalizados (GLMs). As variáveis foram as médias em dois momentos distintos (estação chuvosa e seca) para um mesmo ponto e, portanto, em nossos modelos, nós utilizamos a média dos dados como variável resposta ( $y$ ) e as áreas com diferentes tempos de reabilitação como variável explicativa ( $x$ ). Posteriormente, para avaliar o efeito das variáveis utilizadas para medir a complexidade ambiental na riqueza de espécies de artrópodes e de grupos funcionais, nós utilizamos o método de partição hierárquica. A partição hierárquica consiste na realização de regressões múltiplas com todos os modelos lineares possíveis de forma conjunta na tentativa de se identificar os principais fatores que efetivamente influenciam a variável resposta, que nesse caso foi a riqueza total de artrópodes e de grupos funcionais. O modelo foi criado com a distribuição de erros Poisson, sendo a significância dos efeitos independentes obtida através da randomização com 1000 aleatorizações (MacNally 2000). A análise de dados foi feita com o pacote Hier.part no R 2.14 (R Development Core Team 2013).

### **2.6.2 Análise do funcionamento dos ecossistemas: Tempo de reabilitação, riqueza total de artrópodes e dos grupos funcionais em relação à taxa de decomposição e liberação de nutrientes**

As análises de funcionamento de ecossistemas foram realizadas em duas diferentes etapas. Em um primeiro momento, para cada ponto amostral, nós obtivemos o coeficiente de decomposição ( $c$ ) e o coeficiente de liberação para cada nutriente ( $ni$ ). No segundo momento, nós verificamos a influência do tempo de reabilitação sobre os coeficientes obtidos ( $c$ ) e ( $ni$ ) e o efeito da riqueza total de artrópodes e de cada grupo funcional sobre cada um dos coeficientes obtidos.

Nós obtivemos o coeficiente de decomposição ( $c$ ) de cada ponto amostral, utilizando o peso das quatro bolsas de decomposição retiradas do campo, no interior de cada ponto amostral (quadrado), através da proporção do peso inicial do material vegetal, acondicionado nas bolsas de decomposição (4g) e de sua perda pela exposição em campo, pelo período de tempo determinado (30, 90, 120 e 180 dias) ((peso da amostra/peso inicial)  $\sim$  tempo) (e.g. Mason 1980; Louzada et al. 1997; Castanho & Oliveira 2008; Silva 2009; Pereira 2010). Nós utilizamos a distribuição de erros binomial com correção para sobredispersão, uma vez que a que a variável resposta ( $x$ ) é a proporção da perda de peso ao longo do tempo.

Do mesmo modo que a estimativa do coeficiente de decomposição, nós estimamos o coeficiente de liberação de cada nutriente ( $ni$ ) em cada ponto amostral, entretanto nesse caso, nós utilizamos distribuição normal de erros, uma vez que, para nutrientes, não há um limite máximo tão bem definido (Louzada et al. 1997). Assim, o coeficiente de liberação de nutrientes ( $ni$ ) de cada ponto amostral é a inclinação da reta ajustada através do modelo: (concentração do nutriente de cada amostra  $\sim$  tempo).

Para verificar se áreas com diferentes tempos de reabilitação têm maior coeficiente de decomposição ( $c$ ) e liberação de nutrientes ( $ni$ ), nós ajustamos os coeficientes  $c$  e  $ni$  a modelos lineares generalizados, nos quais a variável resposta foi um dos coeficientes ( $c$  ou  $ni$ ) e a variável explicativa foram as áreas com diferentes tempos de reabilitação.

Para verificar o efeito da riqueza de artrópodes total e de cada grupo funcional sobre os coeficientes de decomposição ( $c$ ) e liberação de nutrientes ( $ni$ ), nós utilizamos a análise do tipo CART (Classification and Regression Tree). O método selecionado foi o Random Forest que consiste em particionamentos adequados a amostras com baixo número de observações. Este método envolve um conjunto de classificação ou regressões calculadas a partir de um subconjunto de dados aleatórios, utilizando um subconjunto de indicadores restritos e selecionados aleatoriamente para cada grupo das classificações. Dessa forma, examinamos o comportamento que cada preditor (variável explicativa) têm sobre a variável testada. Posteriormente, a importância que cada preditor exerce sobre a variável resposta é obtida pelo procedimento varimp. Para verificar a acurácia do método, nós realizamos regressões lineares múltiplas utilizando os modelos lineares generalizados. A análise de dados foi feita utilizando os seguintes pacotes: Stats (Modelos lineares generalizados); Random Forest, rms e Party no R 2.14 (R Development Core Team 2013).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Fauna de artrópodes de serapilheira

Na coleta inicial, antes da instalação das bolsas de decomposição, nós coletamos um total de 24 espécies de artrópodes, com indivíduos de Arachnida (aranhas e ácaros), Entognatha (collembola) e Insecta (formigas). Já nas demais coletas, nós encontramos um total de 114 espécies de artrópodes pertencentes a seis grandes classes: Arachnida, Malacostraca, Chilopoda, Diplopoda, Entognatha e Insecta (Apêndice 1). A classe que apresentou maior número de ordens foi a Insecta (sete ordens), seguida por Arachnida (três ordens) e Entognatha, Malacostraca, Chilopoda e Diplopoda (uma ordem cada). Esses indivíduos foram agrupados em quatro grupos funcionais, baseado em seus hábitos alimentares: predadores, detritívoros, fungívoros e “outros hábitos” (taxa que apresentaram hábitos diferentes ou indefinidos) (Apêndice 1).

Dentre os Insecta, as ordens mais representativas foram Coleoptera, Hymenoptera, Hemiptera e Blattaria. Além dessas, foram coletados exemplares de Psocoptera, Dermaptera e Thysanoptera. A ordem Coleoptera foi representada por 17 famílias, apresentando hábitos alimentares diversos. As principais famílias foram Carabidae, Chrysomelidae, Ciidae, Lathridiidae, Leiodidae, Ptiliidae, Scarabaeidae e Staphylinidae. Os Hymenoptera foram representados pela família Formicidae, com espécies pertencentes a 12 gêneros distribuídos em três subfamílias. A subfamília que apresentou a maior representatividade foi Myrmicinae, seguida por Formicinae e Dolichoderinae, sendo o hábito alimentar das espécies coletadas detritívoro, fungívoro e predador.

A classe dos Entognatha foi representada pela ordem Collembola que apresentou a maior diversidade de morfoespécies coletada, sendo todos os

indivíduos classificados como fungívoros. Ainda foram coletados indivíduos representantes da classe Malacostraca, sendo: Diplopoda, Chilopoda e Isopoda (três morfoespécies cada).

Dentro da classe Arachnida, o grupo mais amostrado foi o dos ácaros, sendo coletados 616 indivíduos distribuídos em cinco ordens: Astigmata, Mesostigmata, Trombidiformes, Oribatida e Ixodida. Dos 616 indivíduos coletados, 51,46% pertenciam à ordem dos Oribatida. Ainda dentro dessa classe, foram coletados indivíduos que pertencem às ordens Araneae, Opiliones e Pseudoscorpionida, que são caracterizadas como organismos predadores. Entre todos os grupos coletados, os que apresentaram maior dominância numérica foram os ácaros, formigas e colêmbolas (Apêndice 1).

### **3.2 Análises da comunidade: riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação**

A riqueza de espécies de artrópodes variou de 109 a 150 espécies (Apêndice 1), porém o tempo de reabilitação não afetou a mesma ( $\chi^2=0.54$ ;  $p=0.45$ ). Esse fato também ocorreu quando as análises foram realizadas considerando a separação das espécies de acordo com os grupos funcionais, baseado nos hábitos alimentares: fungívoros ( $\chi^2=1.40$ ;  $p=0.23$ ), detritívoros ( $\chi^2=1.04$ ;  $p=0.30$ ), predadores ( $\chi^2=1.52$ ;  $p=0.21$ ) e outros hábitos ( $\chi^2<0.001$ ;  $p=0.98$ ).

A composição de espécies de artrópodes foi diferente entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação (Permanova:  $p < 0.001$ ) (Tabela 2). Entretanto, a dispersão em relação ao centroide de cada agrupamento não se diferenciou entre as áreas (Permidisp:  $p= 0.95$ ), indicando que não há uma diferença na heterogeneidade de espécies (diversidade beta) entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação. Quando analisada a composição dos grupos funcionais,

fungívoros e predadores, eles apresentaram uma resposta similar à composição total de artrópodes, sendo que se diferenciaram entre áreas com diferentes tempos de reabilitação (Permanova: Fungívoros  $p < 0.001$ ; Predadores  $p < 0.0001$ ), não sendo observada diferenças na Permisp (Fungívoros  $p=0.91$ ; Predadores  $p=0.95$ ). Já a composição e a homogeneidade de detritívoros e outros hábitos não foram alteradas entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação (Tabela 2).

Tabela 2 Testes permutacionais de diferenças na posição da composição dos grupos funcionais amostrados em áreas de reabilitação com diferentes idades em locais de mineração da Vale S.A. em Nova Lima-MG, Brasil. (\*) =  $p < 0,001$ .

<b>Grupos funcionais</b>	<b>Sums of Square</b>	<b>Pseudo F</b>	<b>p</b>	<b>Betadisper</b>
Total	5.06	1.993	0.0001*	0.95
Fungívoros	3.98	1.65	0.0002*	0.91
Predadores	7.40	4.096	0.0001*	0.95
Detritívoros	3.24	1.16	0.1148	0.94
Outros Hábitos	0.63	0.56	0.9676	0.81

Das variáveis consideradas para verificar a complexidade ambiental, nós só não encontramos diferenças entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação para o peso seco de serapilheira (PSS) ( $F_{1,27}= 1.70$ ;  $p=0.16$ ). A densidade de sub-bosque (DSB) variou entre as áreas ( $F_{3,27}=19.95$ ;  $p<0.001$ ), sendo que os menores níveis dessa variável foram observados nas áreas em reabilitação com dois e seis anos (Reab 2 e 6) e o maior valor apresentado ocorreu na área com dez anos de reabilitação (Reab 10) (Figura 4 A). Já para as variáveis diversidade de serapilheira (DL) e abertura de dossel (AD), os maiores níveis observados para essas variáveis foram nas áreas controle (MC1 e MC2) ( $F_{2,27}=88.19$ ;  $p<0.001$ ; Figura 4 B e  $F_{4,27}=106.39$ ;  $p<0.001$ ; Figura 4 C, respectivamente).

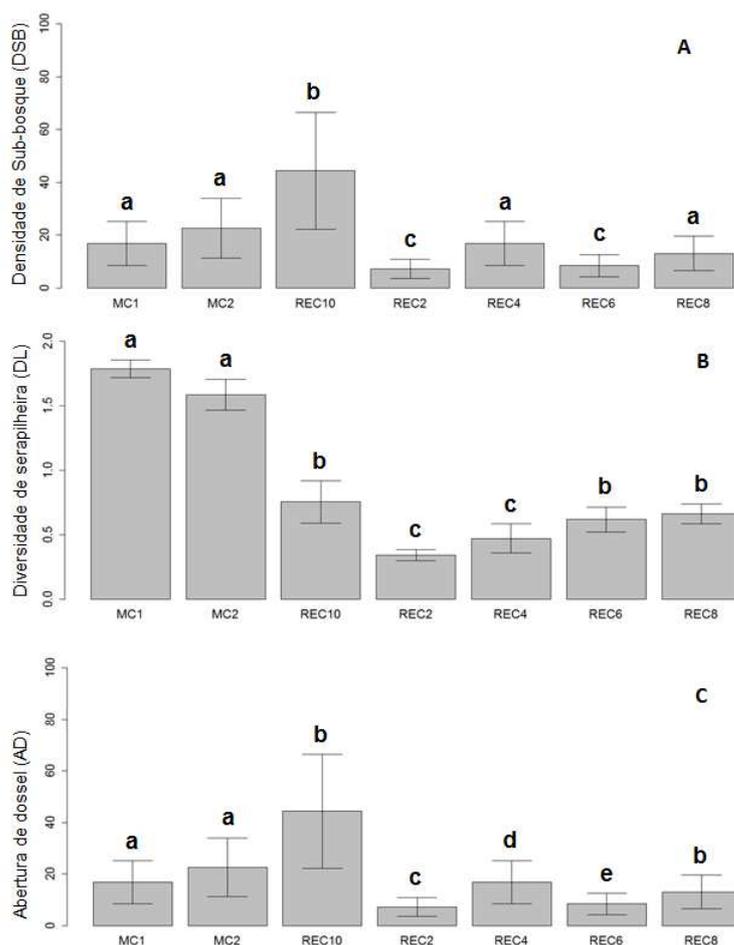


Figura 4 Média  $\pm$  desvio padrão das variáveis utilizadas para avaliar a complexidade ambiental nas diferentes áreas com diferentes tempos de reabilitação após a mineração da Vale S.A. em Nova Lima, Minas Gerais, Brasil. Colunas seguidas por letras diferentes indicam diferenças significativas. As variáveis ambientais DSB (Densidade de sub-bosque) - Fig. 1A, DL (Diversidade de serapilheira) Fig. 1B e AD (Abertura de dossel) Fig. 1C. MC1\_MC2 = Mata ciliar (áreas não impactadas - controle), Reab 2 = área com dois anos de reabilitação, Reab 4 = área com quatro anos de reabilitação, Reab 6 = área com seis anos de reabilitação, Reab 8 = área com oito anos de reabilitação e Reab 10 = área com dez anos de reabilitação.

Nenhuma das variáveis ambientais amostradas afetou a riqueza total de espécies de artrópodes. Quando nós realizamos a análise para cada grupo funcional, apenas a abertura de dossel apresentou um efeito negativo sobre a riqueza de detritívoros ( $p < 0.05$  Figura 5), sendo que nenhuma das outras variáveis ambientais afetou a riqueza de espécies dos outros grupos funcionais. As variáveis ambientais e seus valores Z para riqueza total de espécies de artrópodes foram: (DSB Zscore=-0.56; PSS Zscore=1.24; DL Zscore=-0.74; AD Zscore=-0.64) e para os diferentes grupos funcionais: fungívoros (DSB Zscore=-0.03; PSS Zscore=-0.08; DL Zscore=0.15; AD Zscore=-0.34), predadores (DSB Zscore=-0.62; PSS Zscore=0.02, DL Zscore=-0.71; AD Zscore=-0.76) e “outros hábitos” (DSB Zscore=-0.72; PSS Zscore=-0.42; DL Zscore=-0.47; AD Zscore=-0.51).

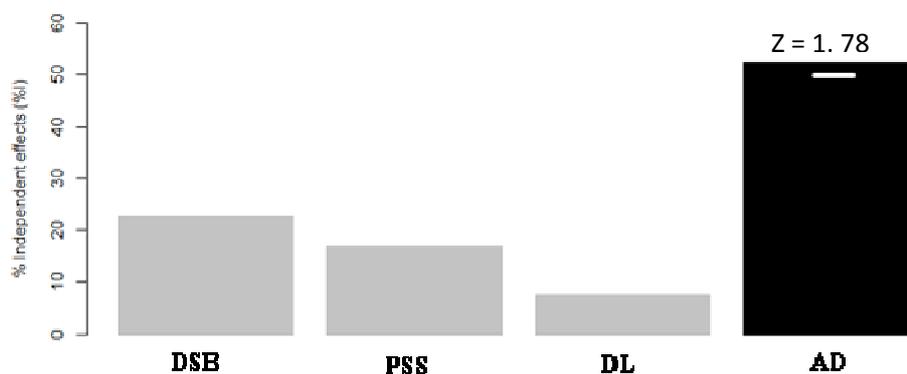


Figura 5 Distribuição da porcentagem dos efeitos independentes de cada variável ambiental medida sobre a riqueza de espécies de artrópodes detritívoros como determinado pelo particionamento hierárquico, em áreas com diferentes tempos de reabilitação após a mineração da Vale S.A. em Nova Lima, Minas Gerais, Brasil. A barra preta representa efeitos significativos ( $p < 0,05$ ), como determinado por testes de randomizações e as barras cinza representam efeitos não significativos ( $p > 0,05$ ). (-) – relação negativa. DSB = Densidade de sub-bosque, PSS = Peso seco de serapilheira, DL = Diversidade de serapilheira e AD = Abertura de dossel.

### 3.3 Análise do funcionamento dos ecossistemas: Tempo de reabilitação, riqueza total de artrópodes e dos grupos funcionais em relação à taxa de decomposição e liberação de nutrientes

Nós não encontramos diferenças nas taxas de decomposição entre os diferentes tempos de reabilitação ( $F_{6,21}=0.77$ ,  $p=0.59$ ) e nem na liberação dos nutrientes Nitrogênio ( $F_{6,27}=1.21$ ,  $p=0.33$ ), Carbono ( $F_{6,27}=0.61$ ,  $p=0.71$ ), Enxofre ( $F_{6,27}=1.08$ ,  $p=0.40$ ) ou entre a relação C:N ( $F_{6,27}=0.60$ ,  $p=0.72$ ).

Nós também não encontramos efeito da riqueza total de espécies de artrópodes e dos grupos funcionais sobre a taxa de decomposição e liberação dos nutrientes. Fato comprovado nas análises de regressões múltiplas para decomposição e para a liberação de cada nutriente (Tabela 3).

Tabela 3 GLMs para riqueza total e dos grupos funcionais sobre a taxa de decomposição ( $K$ ) e liberação dos nutrientes. Os grupos funcionais seguem a mesma nomenclatura do Apêndice 1.

<b>Modelo</b>	<b>DF</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Nitrogênio~Fungívoros+Predadores+Detritívoros+Outros+Total	23	0.42	0.78
Carbono~Fungívoros+Predadores+Detritívoros+Outros+Total	23	0.67	0.61
Enxofre~Fungívoros+Predadores+Detritívoros+Outros+Total	23	1.49	0.23
C:N~Fungívoros+Predadores+Detritívoros+Outros+Total	23	1.26	0.31
K~ Fungívoros+Predadores+Detritívoros+Outros+Total	23	0.20	0.93

## 4 DISCUSSÃO

Não há diferenças entre a riqueza de espécies e de grupos funcionais de artrópodes em diferentes tempos de reabilitação, assim a primeira hipótese não foi confirmada. No entanto, nossa segunda hipótese, de que a composição da comunidade de artrópodes varia entre as áreas com diferente tempo de reabilitação, foi confirmada apenas para o grupo funcional dos fungívoros e predadores.

Dentre as variáveis utilizadas para comparar a complexidade ambiental entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação a diversidade de serapilheira e abertura do dossel foram maiores em áreas sem impacto (controle), já a densidade de sub-bosque foi maior para as áreas com maior tempo de reabilitação. Entretanto, apenas a abertura do dossel apresentou um efeito negativo sobre o grupo funcional dos detritívoros.

A taxa de decomposição da serapilheira e liberação de nutrientes não variou entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação, de modo que nós não observamos alteração significativa em nenhum dos parâmetros avaliados em relação ao funcionamento do ecossistema. Acreditamos ser possível que o tempo de reabilitação seja um parâmetro insuficiente para indicar tais diferenças de maneira que outras variáveis venham a ser mais importantes.

### 4.1 Fauna de artrópodes de serapilheira

A dominância observada de espécies dos grupos Acari (Arachnida), Collembola (Entognatha) e Formicidae (Insecta) é esperada, uma vez que esses são grupos verdadeiramente associados ao processo de decomposição, especialmente a da serapilheira (Correia & Andrade 1999; Lindo 2010). No entanto, as funções desses artrópodes na serapilheira e no solo dependem

principalmente de seus hábitos alimentares e conseqüentemente do grupo funcional do qual fazem parte. Os fungívoros foram o grupo dominante encontrado na área seguidos por, detritívoros e predadores. A análise dos hábitos alimentares de determinados grupos dessa comunidade pode contribuir para a compreensão da capacidade reguladora da fauna de artrópodes nos processos que ocorrem nos ecossistemas, como por exemplo, a decomposição (Correia & Oliveira 2000; Correia 2002).

O número de espécies de ácaros coletados neste trabalho foi baixo, comparando com os resultados de Louzada et al. (1997), que em seu trabalho relataram alta densidade de ácaros em fragmentos de floresta secundária. No entanto, o referido trabalho foi realizado em áreas de floresta secundária, as quais apresentam maior disponibilidade de recursos e condições quando comparadas a áreas em processo de reabilitação, sendo que o processo de reabilitação é um importante fator na determinação e na riqueza de espécies de ácaros.

Segundo Coleman & Crossley (1996), os grupos de ácaros mais frequentes no solo e serapilheira são Astigmata, Mesostigmata (Coleman & Crossley 1996) e Oribatida (Paschoal et al. 1996; Oliveira 1999). Os Oribatida constituem um dos grupos mais numerosos de artrópodes do conjunto solo-serapilheira, tanto em número de espécies quanto número de indivíduos (Flechtmann 1975; Hagvar & Kjondal 1981). Esse grupo tem um importante papel no processo de decomposição, uma vez que a maioria das espécies dessa ordem faz parte do grupo dos detritívoros, participando de todas as fases desse processo, embora existam espécies que se alimentem de praticamente todos os recursos produzidos no solo (Oliveira 1999). Portanto, esse grupo apresenta uma ótima utilização dos recursos disponíveis no sistema solo-serapilheira (Neher & Barbercheck 1999), favorecendo assim a ciclagem de nutrientes (Wickings &

Grandy 2011), através da redução do tamanho das partículas do material em decomposição por meio da ingestão desse material.

A classe dos Entognatha foi representada pela ordem Collembola cuja diversidade de morfoespécies coletada foi a maior, sendo todos os indivíduos classificados como fungívoros. A alta abundância dos Entognatha é coerente com o encontrado na maioria dos estudos de fauna de solo-serapilheira em florestas tropicais (Correia & Andrade 1999; Collevatti & Schoereder 1995; Louzada et al. 1997; Yang & Chen 2009). Em termos de funcionalidade, esse grupo está inserido dentro dos fungívoros (Cragg & Bardgett 2001; Hishi et al. 2007). Suas atividades tróficas incluem tanto o consumo de microrganismos da microfauna como a fragmentação de material vegetal em decomposição, além de serem efetivos na regulação e manutenção de populações de organismos. Esses fungívoros ao aumentarem a área de superfície, acabam por torná-la disponível à ação de outros decompositores, aumentando assim o processo de decomposição (Coleman & Crossley 1996; Correia & Andrade 1999; Zeppelini-Filho & Bellini 2004; Chamberlain et al. 2006).

O grupo dos Insecta também apresentou grande representatividade, resultado que condiz com a maioria dos trabalhos realizados com essa parte da fauna (Didham et al. 1996). Sendo que esse é o grupo mais diverso e abundante, além de possuir representantes em quase todos os habitats, podendo estar relacionados, direta ou indiretamente, a diversos processos dos ecossistemas (Didham et al. 1996; Borror et al. 2005).

As formigas constituem um dos grupos mais importantes nas regiões tropicais, tanto pela diversidade como por sua abundância. Além disso, das cerca de 12.500 espécies de formigas descritas no mundo, aproximadamente 63% habitam o solo e ou a serapilheira (Wall & Moore 1999; Bolton 2006). Myrmicinae é a maior e mais diversificada subfamília de formigas, tanto em termos regionais como globais (Hölldobler & Wilson 1990), sendo que mais de

45% das espécies de formigas pertencem a essa subfamília (Bolton 2006), condizendo com os resultados aqui encontrados.

#### **4.2 Riqueza e composição de artrópodes, grupos funcionais e variáveis ambientais X tempo de reabilitação**

Diferentemente do esperado, a riqueza de espécies e de grupos funcionais de artrópodes não aumentou com o tempo de reabilitação, visto que o esperado era que houvesse um aumento no número de espécies em áreas com maior tempo de reabilitação após o impacto da mineração. É possível que o pool regional de espécies dessas áreas tenha sofrido uma depleção em função do impacto da mineração, isso ocorre devido ao uso intensivo do solo pela mineração para extração de ferro, uma vez que a mineração é a forma mais intensa de impacto antrópico. Entretanto, a riqueza média de artrópodes nas áreas controle (MC1 e MC2: 110) foi menor do que nas áreas impactadas (Reab 2 – 10: 131,6), o que não condiz com essa explicação. Onde a atividade de extração de minério é desenvolvida, ocorre a retirada de vegetação e diversas camadas de solo. Assim, nessas áreas, há uma profunda mudança no perfil do solo com grandes consequências para o regime hidrológico, fauna e flora (Diehl et al. 2004; Majer et al. 2007; Pais & Varanda 2010). De acordo com os nossos resultados, toda essa mudança acarreta uma grande perda para a diversidade de espécies local. E é possível que o tempo de reabilitação utilizado em nosso trabalho seja baixo, indicando que essas áreas ainda estão em processo de reabilitação. Como demonstrado em outros estudos, o tempo de reabilitação é um fator importante para o restabelecimento das espécies de artrópodes em áreas impactadas, e é um processo lento que pode levar algo em torno de 20-40 anos (Dunn, 2004; Basset et al. 2008). Além disso, o método de reabilitação das áreas estudadas limitou-se a introdução de espécies exóticas, tais como capim gordura

(*Melinis minutiflora*) e feijão guandu (*Cajanus cajan*), para as duas áreas mais recentes (Reab 2 e 4 anos). Para as outras três áreas foram utilizados: braquiária (*Brachiaria* spp.), feijão guandu, além de outras plantas nativas que colonizaram o local naturalmente (Reab 6, Reab 8 e Reab 10) (figura 4). Por fim, a paisagem da região é formada por fragmentos constituídos de áreas de floresta secundária isoladas, ambientes que por si só apresentam baixa diversidade de artrópodes (Gardner et al. 2007; Kremen & Miles 2012). Dessa forma, mesmo as coletas realizadas em ambientes com ausência do impacto da mineração (áreas controle), não seriam capazes de apresentar uma alta diversidade de artrópodes, por não haver um ambiente caracterizado como fonte de espécies (Tschardt et al. 2005).

Outro importante aspecto é que a riqueza de espécies nem sempre é o melhor parâmetro para se avaliar o efeito do impacto ambiental sobre os padrões de resposta de diferentes táxons, já que geralmente não se obtém resposta consistente da mesma (Barlow et al. 2007; Basset et al. 2008; Ribas et al. 2012). Isso pode ocorrer pelo fato dos diferentes grupos de artrópodes consumirem uma diversa gama de recursos e, portanto pode ocorrer uma constante troca de espécies, tornando assim o uso da composição de espécies mais adequado (Basset et al. 2008; Ribas et al. 2012; Tschardt et al. 2012).

Nossa segunda hipótese, de que a composição da comunidade de artrópodes varia entre as áreas com diferente tempo de reabilitação, foi confirmada para a composição total de artrópodes e para o grupo funcional dos fungívoros e predadores. As diferenças na composição de espécies entre as áreas podem ser explicadas pelo fato das mesmas serem estruturalmente distintas, estarem em diferentes idades de reabilitação, substratos e proximidade de áreas fonte. Nas áreas em reabilitação, as funções desses artrópodes na serapilheira e no solo dependem, principalmente, de seus hábitos alimentares e, conseqüentemente, do grupo funcional do qual fazem parte.

Os fungívoros e predadores são os grupos mais importantes nos diversos processos do ecossistema, como por exemplo, a decomposição (Correia & Andrade 1999; Lindo 2010), através da fragmentação da serapilheira, regulação das populações microbianas, entre outras funções (Giller 1996). Os principais representantes desses grupos foram colêmbolas e ácaros respectivamente. Dessa forma, essas comunidades poderiam estar sendo reguladas por um efeito “bottom-up”, ou seja, o aumento da abundância das presas (colêmbolas) possibilitaria a existência de comunidades diferentes de predadores (ácaros).

Nossa hipótese de que a complexidade ambiental é maior em áreas com maior tempo de reabilitação, e que isso afeta positivamente a riqueza de espécies e o número de grupos funcionais, foi aceita em partes (hipótese iii). Diversidade de serapilheira e Abertura de dossel foram maiores em áreas sem impacto (controle) e Densidade de sub-bosque, em áreas com maior tempo de reabilitação. Entretanto, nenhuma das variáveis ambientais amostradas afetou positivamente a riqueza total de espécies de artrópodes, o que demonstra que apesar dessas variáveis estarem relacionadas ao tempo de reabilitação, elas não são importantes para regular a riqueza de espécies. Como já discutido acima, a paisagem da região é formada por fragmentos constituídos de áreas de floresta secundária isoladas, ambientes que por si só apresentam baixa diversidade de artrópodes. Além de serem isoladas, essas áreas podem não funcionarem, ou se apresentarem com baixa efetividade como áreas fonte. Como já demonstrado para a comunidade vegetal, existe uma influência do fragmento sobre os regenerantes nos pasto de até 100 m, depois disso, o que chega nos pastos não é encontrado nos fragmentos (Calasans 2013). Já em relação aos grupos funcionais, apenas a abertura de dossel apresentou um efeito negativo sobre a riqueza de detritívoros, pois a abertura de dossel apresenta uma forte influência sobre a temperatura e umidade do solo, a qual por sua vez é conhecida por regular alguns grupos pertencentes à comunidade de artrópodes (A’bear et al.

2013). E ainda, esse resultado sugere que em níveis extremos de perturbação, tal como o impacto da mineração, que causa alterações no microclima, influenciam o suficiente para inibir a atividade de organismos decompositores que por sua vez podem afetar as taxas de decomposição da serapilheira (Martens et al. 2000; Xuluc - Tolosa et al. 2003).

#### **4.3 Tempo de reabilitação, riqueza total de artrópodes e dos grupos funcionais em relação à taxa de decomposição e liberação de nutrientes**

Nossa hipótese de que a taxa de decomposição da serapilheira e liberação de nutrientes é maior em áreas com maiores tempos de reabilitação foi rejeitada (hipótese ii-a), de maneira que em nossos dados não foi observada alteração significativa em nenhum dos parâmetros avaliados em relação ao funcionamento do ecossistema. É possível que o tempo de reabilitação após a mineração seja um parâmetro insuficiente para indicar tais diferenças. Até onde sabemos este é o primeiro estudo que aborda a decomposição e liberação de nutrientes em áreas com diferentes tempos de reabilitação após a mineração. A maior parte dos trabalhos é realizada com o intuito de avaliar a recolonização da fauna local (Burger et al. 2003; Andrés & Mateos 2006; Pais & Varanda 2010), e outra parte avalia o efeito do tamanho da área com a decomposição (Vasconcelos & Laurence 2005; Staddon 2010). Esse e outros trabalhos sugerem que outros fatores possuem maior importância no processo de decomposição da serapilheira, como por exemplo a atividade dos organismos decompositores (González & Seastedt 2001), a composição química da serapilheira (Xuluc - Tolosa et al. 2003; Harguindeguy et al. 2007; Pereira 2010), condições climáticas (Hattenschwiler et al. 2005; Castanho & Oliveira 2008) e o tempo de exposição do material ao campo (Mariano 2007; Silva 2009; Freitas 2012).

Os organismos presentes na serapilheira e solo são cruciais para que os

processos de decomposição e liberação de nutrientes ocorram (González & Seastedt 2001; Smith e Bradford 2003; Kurzatkowski et al. 2004; Wickings & Grandy 2011). Esses organismos removem, misturam, quebram e digerem os detritos metabolizando os constituintes da serapilheira, mineralizando e disponibilizando os nutrientes para as plantas (Hattenschwiler & Gasser 2005). Entretanto, nós não observamos o efeito da riqueza de espécies de artrópodes e dos grupos funcionais sobre as taxas de decomposição e liberação de nutrientes, rejeitando também nossa hipótese ii-b. Esse resultado contrasta com vários estudos que relatam o efeito positivo que a riqueza de espécies exerce nos processos ecossistêmicos (Tilman 1996; Tilman et al. 1997; Hooper & Vitousek 1998; Loreau & Hector 2001; Symstad & Tilman 2001; Tilman et al. 2002; Aarssen et al. 2003). Por exemplo, em um miniecosistema laboratorial, a exclusão de herbívoros alterou significativamente o processo de produção primária (Setälä 2002). Além disso, o aumento da diversidade de grupos funcionais causou aumento na decomposição de serapilheira (Tilman et al. 1997; Laakso & Setälä 1999; Wardle et al. 2000; Wardle 2002). Nesses dois casos, há resposta positiva do funcionamento do ecossistema (e.g. processo de decomposição) ao aumento da diversidade e de grupos funcionais. Em contrapartida, outros estudos não encontraram uma relação positiva entre a riqueza de espécies de artrópodes e as taxas de decomposição da serapilheira (Silva 2009; Pereira 2010; Paolucci 2012). Uma possível explicação para este resultado é o papel redundante que diferentes espécies dentro de cada grupo funcional pode exercer dentro do ecossistema (Wardle et al. 1997; Naeem et al. 2002).

A hipótese da redundância sugere que as espécies são funcionalmente redundantes e que a perda de determinada espécie seria compensada pela presença de outras pertencentes ao mesmo grupo funcional. Dessa maneira, as espécies poderiam ser perdidas sem que o funcionamento sofresse alterações,

supondo que fosse mantida, ao menos, uma espécie de cada grupo funcional. Isso sugere que o aumento da riqueza de espécies a partir de certo ponto não acarretaria aumento da capacidade funcional ecossistêmica. Esse resultado reforça o pouco efeito dos artrópodes, considerando que os grupos funcionais aqui estudados são os mais influentes nos processos ecossistêmicos avaliados (Hanagarth et al. 1999; Correia & Andrade 1999; Correia 2002).

Vasconcelos & Laurance (2005) relataram que apenas níveis extremos de distúrbios, como por exemplo, substituição de floresta primária por pastagem, poderia ter força suficiente para inibir a atividade dos organismos decompositores, afetando assim as taxas de decomposição e liberação de nutrientes. Embora, a mineração cause um impacto profundo, nós não observamos o padrão acima descrito, o que pode ter ocorrido por não termos encontrado diferenças na riqueza de artrópodes e de grupos funcionais nas áreas estudadas. O benefício em se manter uma alta riqueza de espécies estaria, na realidade, mais relacionado ao aumento da probabilidade de manutenção da funcionalidade do ecossistema caso houvesse uma modificação ambiental (Fonseca & Ganade 2001). Assim, a alta diversidade aumentaria o potencial de redundância funcional, aumentando as chances de comunidades conterem espécies capazes de substituir outras importantes perante alguma perturbação, como no nosso caso.

Outra possível explicação para não termos observado relação entre riqueza de artrópodes e as medidas de funcionamento do ecossistema é que os dados obtidos em nosso trabalho tanto para a riqueza (de artrópodes e de cada grupo funcional), quanto para taxa de decomposição variaram muito pouco entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação sendo, dessa forma, pouco provável encontrar algum tipo de efeito da riqueza e de grupos funcionais sobre as taxas de decomposição e liberação dos nutrientes.

Como consequência da ausência de relação entre decomposição e

biodiversidade de artrópodes, nós também não encontramos aumento nas taxas de liberação dos nutrientes nas áreas com diferentes tempos de reabilitação, riqueza de artrópodes e dos grupos funcionais. Nós esperávamos que áreas com maior tempo de reabilitação tivessem efeito direto sobre a decomposição e, conseqüentemente, à liberação dos nutrientes (Nitrogênio, Carbono, Enxofre e a relação C:N). No entanto, esse resultado é condizente com a ausência de variação na decomposição entre as áreas, uma vez que a decomposição é o processo que transforma os nutrientes retidos na matéria orgânica em formas inorgânicas, disponibilizando os mesmos novamente no solo para os produtores (Hättenschwiler & Gasser 2005; Bragazza et al. 2007).

Assim, podemos sugerir algumas explicações para a ausência de resposta da liberação de nutrientes entre as diferentes áreas, uma vez que diferentes fatores podem ser determinantes nas taxas de decomposição e liberação de nutrientes: i) o tempo de exposição do material vegetal em campo (bolsas de decomposição) pode ter sido insuficiente para que houvesse a total decomposição e liberação de nutrientes. Embora alguns autores tenham encontrado liberação de nutrientes em tempo igual ou inferior ao do presente trabalho, Mariano et al. (2007) verificaram que, em ambientes de Restinga, para haver uma total degradação da serapilheira e liberação significativa de nutrientes são necessários de dois a nove anos. Outro fator que pode ser determinante na liberação de nutrientes é ii) a diversidade de plantas disponíveis para decomposição, uma vez que, Pereira (2010) demonstrou que a taxa de liberação de nutrientes é significativamente maior em áreas que apresentam maior riqueza de plantas na serapilheira disponível para decomposição. Isso se deve ao fato de que a maior riqueza de plantas disponíveis para os microrganismos diminuiria a sobreposição de nicho dessas espécies. Além disso, iii) características edáficas podem influenciar fortemente nos processos de decomposição e liberação de nutrientes, como por exemplo, a fertilidade do solo e a presença de determinados

minerais da argila podem inibir a decomposição e liberação de nutrientes, e caso algum nutriente não esteja presente no solo, os processos ecossistêmicos tendem a ser bloqueados (Lavelle et al. 1993; Powledge 2006). Conseqüentemente, solos menos férteis tendem a ter uma decomposição e liberação de nutrientes mais lenta (Vitousek & Sanford 1986; Lavelle et al. 1993), além disso, outro fator que pode ter favorecido a não liberação de nutrientes é a acidez do solos da área de estudo que podem inibir a mineralização do nitrogênio nas áreas (Lovett et al. 2004). Ainda o carbono e o nitrogênio foliar em maiores concentrações são frequentemente correlacionados as taxas de decomposição (Wang et al. 2009; Song et al. 2010; Li et al. 2011) e, iv) pois uma maior razão C:N presente nas folhas é um fator limitante para que ocorra a liberação de nutrientes. Essa medida é utilizada como indicativo de qualidade do material presente na serapilheira (Eiland et al. 2001). Assim, para os organismos decompositores, quanto maior a concentração inicial de N maior a qualidade do material a ser decomposto. Em nosso trabalho, foram utilizadas folhas de diversas espécies vegetais recém-caídas sobre o solo para compor as bolsas de decomposição, sendo que nós observamos uma baixa concentração inicial de N dessas folhas o que pode ter dificultado o processo de decomposição e conseqüentemente a liberação de nutrientes.

Nossos resultados suportam a ideia da redundância funcional, como já discutido para a decomposição, também no processo de liberação de nutrientes, que pode ser atribuída à redundância assumida para as muitas espécies de artrópodes de nossos grupos funcionais encontradas no solo (Heemsbergen et al. 2004). Outros autores também encontraram uma ausência de relação entre a riqueza de espécies de artrópodes e a liberação de nutrientes, apontando indícios de validade da hipótese da redundância (Silva 2009; Pereira 2010; Paolucci 2012). Esses resultados evidenciam que o número de espécies de artrópodes nas áreas estudadas não é determinante nos processos ecossistêmicos aqui avaliados

(i.e. decomposição e liberação nutrientes). Embora inicialmente esses resultados mostrem incoerência com a literatura, uma vez que já é bem documentado que a comunidade de artrópodes do conjunto solo e serapilheira possui importância na ciclagem de nutrientes (Coleman & Crossley 1996; González & Seastedt 2001; Smith & Bradford 2003; Hättenschwiler et al. 2005), isso pode ser explicado pelo fato da mineralização dos nutrientes C e N não ser totalmente dependente da riqueza de espécies (Huhta et al. 1998), e sim de outras características ecológicas da fauna que podem ser influentes, como a composição das espécies presentes nas áreas.

## 5 CONCLUSÕES

O fato da riqueza de espécies e dos grupos funcionais de artrópodes não ser alterada com o tempo de reabilitação pode indicar tão somente que neste estudo, o período avaliado não apresentou ainda modificações ecossistêmicas capazes de evidenciar a recuperação dos grupos estudados, de maneira que a riqueza não diferiu entre as áreas e os tempos de reabilitação. A composição da comunidade de artrópodes variou entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação. Possivelmente, este resultado se deve pelo fato dos diferentes grupos de artrópodes consumirem uma diversa gama de recursos e as áreas serem estruturalmente distintas e estarem em diferentes idades de reabilitação, substratos e proximidade de áreas fonte.

Nosso estudo aponta que o fato da riqueza da comunidade de artrópodes e de grupos funcionais não influenciar nos processos estudados (decomposição e liberação de nutrientes) pode indicar a redundância assumida por grupos de espécies de artrópodes, de maneira que a taxa de decomposição e liberação de nutrientes não difira nas áreas com diferentes tempos de reabilitação. Assim, estamos considerando que o tempo de reabilitação apenas por si não prejudica o funcionamento dos ecossistemas, ao menos quanto aos processos estudados. Isso não exclui a possibilidade de que outros fatores possam ser determinantes na decomposição e liberação de nutrientes, tais como a qualidade da serapilheira e os microorganismos decompositores; e que o papel dos artrópodes e dos fatores abióticos pareçam ter efeito indireto.

A ausência de relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas deve ser interpretada com cautela sob a ótica conservacionista. Os resultados aqui apresentados não significam necessariamente que a perda de espécies em um ecossistema como o estudado não implique em alterações na dinâmica de seu funcionamento. Embora a principal conclusão seja que a

maioria das espécies possa desempenhar papéis redundantes, há outras medidas de funcionamento de ecossistemas que não foram avaliadas aqui e sobre as quais não se deva fazer generalizações.

Um importante passo dado neste estudo foi a inclusão de ambientes após os efeitos de mineração, a fim de evidenciar os efeitos do tempo de recuperação sobre o funcionamento do ecossistema. Contudo, propomos estudos futuros, utilizando uma abordagem conjunta entre decompositores, diversidade de serapilheira e de artrópodes, onde haja o controle populacional ou da atividade dos organismos, a fim de evidenciar o efeito de cada nível trófico e sua relação com a serapilheira, com mais precisão. Nosso trabalho contribuiu para um entendimento mais integral da resposta da comunidade de artrópodes e de grupos funcionais e do funcionamento dos ecossistemas à reabilitação após o impacto ambiental. Bem como, para a utilização da fauna na avaliação da recuperação de áreas impactadas, uma vez que estudos nesse sentido ainda são escassos, estes que podem gerar informações mais conclusivas sobre a utilização de artrópodes em áreas em processo de reabilitação.

### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem à Vale S.A. por permitir a realização deste trabalho em sua área e pelo suporte logístico. Agradecemos aos funcionários da Vale, Cássio Mendanha e Ramon Braga, por nos mostrarem os locais de mineração para o estudo e ao Anderson Matos, por sempre nos ajudar e nos conduzir dentro das áreas de mineração. Ainda agradecemos ao Rafael Cuissi, pela ajuda em campo, e Ananza Mara, por ser nossa motorista nos campos. Este trabalho é resultado do projeto de pesquisa “Biodiversidade e funções ecológicas de formigas – bioindicação de impactos ambientais e de recuperação de áreas degradadas”, o qual é financiado pela Vale-S.A e pela Fundação de Amparo à

Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG CRA RDP 00123-10). Agradecemos à estagiária Tamar Moretti que participou de parte do trabalho. Ao R. G. Cuissi e ao M. Rodrigues, pelas discussões e ajuda nas análises estatísticas. E. A. Silva recebe bolsa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

## REFERÊNCIAS

A'Bear, A. D., Boddy, L., Jones, T. H. 2013. Bottom-up determination of soil collembola diversity and population dynamics in response to interactive climatic factors. *Oecologia*, 173:1083-1087. DOI 10.1007/s00442-013-2662-3.

Aarssen, L. W., 1997. High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos* 80: 183-184.

Aarssen, L. W., Laird, R. A., Pither, J., 2003. Is the productivity of vegetation plots higher or lower when there are more species? Variable predictions from interaction of the 'sampling effect' and 'competitive dominance effect' on the habitat templet. *Oikos* 102: 427-432.

Anderson, M. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.*: 32-46.

Andrés, P., Mateos, E. 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology*, 33: 67-78.

Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M., Silva, J.N., 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310, 480-482.

Barlow, J., Gardner, T. A., Ferreira, L. V., Peres, C. A. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 247: 91-97.

Barros, Y. J. 2013. Indicadores de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: II., mesofauna e plantas (1). *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 1413-1426, jul./ago.



Basset, Y., Missa, O., Alonso, A. Miller, S. E., Curletti, G., Meyer, M., Eardley, C., Lewis, O. T., Mansell, M. W., Novotny, V., Wagner, T. 2008. Changes in Arthropod Assemblages along a Wide Gradient of Disturbance in Gabon. *Conservation Biology*, 6: 1552-1563.

Bolton, B. 2003. Synopsis and classification of Formicidae. *Memoirs of the American Entomological Institute*. 370.

Bolton, B., Alpert, G., Ward, P.S., Naskrecki, P., 2006. *Catalogue of Ants of the World: 1758-2005*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.  
Borror, D. J., DeLong, D. M., Triplehorn, C. A., Johnson, N. F., 2005. *Introduction to the study of insects*.

Bragazza, L., Siffi, C., Iacumin, P. & Gerdol, R. 2007. Mass loss and nutrient release during litter decay in peatland: The role of microbial adaptability to litter chemistry. *Soil Biology & Biochemistry*. 39: 257-267.

Brown, K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.

Burger, J. C., Redak, R. A., Allen, E. B., Rotenberry, J. T., Allen, M. F. 2003. Restoring Arthropod Communities in Coastal. *Conservation Biology*, 17:2, 460-467.

Castanho, C. T., Oliveira, A. A., 2008. Relative effect of litter quality, forest type and their interaction on leaf decomposition in south-east Brazilian forests. *Journal of Tropical Ecology*. 24: 149-156.

Calasans, L.V. 2013. *Composição e estrutura de árvores remanescentes em pastagens de origens antrópicas e seus efeitos na recolonização das áreas*. Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG..

Chamberlain, P., Mcnamara, N., Chaplow, J., Stott, A., Black, H., 2006. Translocation of surface litter carbon into soil by Collembola. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2655-2664.

Chapin, F.S, Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

Coleman, D.C., Crossley, D.A., 1996. *Fundamentals of Soil Ecology*. London: Academic Press.

Collevatti, R. G., Schoereder, J. H., 1995. Microclimate ordination and litter arthropod distribution. *Journaul of the Brazilian Association for the Advanced of Science* 47: 38-40.

Correia, M. E. F., 2002. Potencial de Utilização dos Atributos das Comunidades de Fauna de Solo e de Grupos Chave de Invertebrados como Bioindicadores do Manejo de Ecossistemas. *Seropédica: Embrapa Agrobiologia*.

Correia, M. E. F., Andrade, A. G., 1999. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: Santos, G. A., Camargo, F. A. O., (eds.) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Genesis. 197-225.

Costa, C.B., Ribeiro, S.P., Castro, P.T.A. 2010. Ants as Bioindicators of Natural Succession in Savanna and Riparian Vegetation Impacted by Dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. *Restoration Ecology*, 18: 148-157.

Cragg, R.G., Bridgett, R.D., 2001. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 2073-2081.

Crawley, M. 2007. *The R Book*. Willey.  
Cristescu, R.H., Banks, P.B., Carrick F.N., Frère, C. 2013. Potential 'Ecological Traps' of Restored Landscapes: Koalas *Phascolarctos cinereus* Re-Occupy a Rehabilitated Mine Site. *PLoS ONE* 8(11): e80469.  
doi:10.1371/journal.pone.0080469.

Delabie, J. H.C., Agosti, D., Nascimento, I. C., 2000. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: Agosti, D.; Majer, J. D., Alonso, L. T. de, Schultz, T. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods.

Dias, A. T.C., Bozelli, R. L., Darigo, R. M., Esteves, F. A., Santos, H. F., Figueiredo-Barros, M. P., Nunes, M. F. Q. S., Roland, F., Zamith, L. R., Scarano, F. R. 2012. Rehabilitation of a Bauxite Tailing Substrate in Central Amazonia: The Effect of Litter and Seed Addition on Flood-Prone Forest Restoration. *Restoration Ecology*, 20: 483-489.

Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E., Davis, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Tree*. 11 (6): 255-260.

Diehl, E., Sanhudo Ced, Diehl-Fleig E. 2004. Ground-dwelling ant fauna of sites with high levels of copper. *Brazilian Journal of Biology*, 64: 33-39.

Dunn, R. R. 2004. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera. *Forest Ecology and Management* 191: 215-224.

Ehrlich, P. R., Walker, B., 1998. Rivets and redundancy. *Bioscience* 48: 387.

Eiland, F., Klamer, M., Lindi, A. M., Leth, M. & Bääth, E. 2001. Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw. *Microbial Ecology*. 41: 272-280.

Espíndola, M.B., Bechara, F.C., Bazzo, M.S., Reis, A., 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas*. 18, 27- 38.

Eviner, V. T., Chapin III, F. S., 2003. Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem process. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 34:455-485.

Fisher, B., Edwards, D. P., Wilcove, D. S. 2013. Logging and conservation: Economic impacts of the stocking rates and prices of commercial timber species. *Forest Policy and Economics*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2013.05.006>  
Flehtmann, C. H. W., 1975. *Elementos de acarologia*. São Paulo: Nobel.

Fonseca, C. R., Ganade, G. 2001. Species redundancy, random extinctions and stability of ecosystems. *Journal of Ecology*. 89, 1: 118-125.

Frazer, G. W., Canham, C. D., Lertzman, K. P., 1999. *Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from truecolour fisheye photographs, user manual and program documentation*. Nova Iorque: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.  
Gardner, T.A. 2010 *Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management*. Earthscan, London.

Gaston K. J., 1996. Species richness: measure and measurement. In: Gaston, K.J. (ed). *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell, Oxford.

Giller, P. S., 1996. The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* 5: 135-168.

Giller, P. S., O'Donovan, G., 2002. Biodiversity and ecosystem function: do species matter? *Biology and environment: proceedings of the Royal Irish Academy* 3: 129-139.

González, G., Seastedt, T.R., 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* 82, 955-964.

Hagvar, S., Kjondal, B. R., 1981. Succession, diversity and feeding habits of microarthropods in decomposing birch leaves. *Pedobiologia*, 22: 385-408.

Hanagarth, W., Martius, C., Beck, L., Garcia, M., 1999. Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forest and a mixed culture system in Amazonia. In: Beck, L.; Gasparotto, I. (ed.). *Soil fauna and litter decomposition in primary and secondary forest and a mixed culture system in Amazonia*. Karlsruhe: SHIF Project ENV.

Harguindeguy, N.P., Blundo, C.M., Gurvich, D.E., Díaz, S., Cuevas, E., 2007. More than the sum of its parts? Assessing litter heterogeneity effects on the decomposition of litter mixtures through leaf chemistry. *Plant and Soil* 303, 151-159.

Härrenschwiler, S., Tiunov, A. V., Scheu, S., 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 191-218.

Hattenschwiler, S., Gasser, P., 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS*, 102: 1519-1524.

Heemsbergen, D.A., Berg, P.M., Loreau, M., Hal van, J.R., Faber, J.H., Verhoef, H.A., 2004. Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science*, 306: 1019-1020.

Hishi, T., Hyodo, F., Saitoh, S., Takeda, H. 2007. The feeding habits of collembola along decomposition gradients using stable carbon and nitrogen isotope analyses. *Soil Biology & Biochemistry*. 39: 1820-1823.

Hölldobler, B., Wilson, E. O., 1990. *The ants*. Cambridge, Massachusetts: the Belknap Press of Harvard university Press.

Hooper, D. U., Vitousek, P. M. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs* 44: 465-482.

Hughes, J. B., Roughgarden, J., 2000. Species Diversity and Biomass Stability. *The American Naturalist* 155: 618-627.

Huhta, V., Person, T., Setälä, H. 1998. Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *Applied Soil Ecology*, 10: 277-288.

Kaspari, M. 2004. Using the metabolic theory of ecology to predict global patterns of abundance. *Ecology*. 85: 1800-1802.

Kopezinski, I. *Mineração X meio ambiente: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores*. Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 2000. 103.

Kremen, C., Miles, A. 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society*, **17**: 4-40.  
<http://dx.doi.org/10.5751/ES-05035-170440>

Kurzatkowski, D., Martius, C., Höfer, H., Garcia, M., Förster, B., Beck, L., Vlek, P., 2004. Litter decomposition, microbial biomass and activity of soil organisms in three agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 257-267.

Laakso, J., Setälä, H., 1999. Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground food webs. *Oikos* 87:57-64.

Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, S., Martin, A., Barois, S., Toutain, F., Spain, A., Schaefer, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystem. Application to soils in the humid tropics. *Biotropica*, 25:130-150.

Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*. 33: 3-16.

Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W., Dhillon, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33:159-193.

Lavelle, P., Spain, A.V. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Scientific Publications, Amsterdam. 654.

Li, L.J., Zeng, D.H., Yu, Z.Y., Fan, Z.P., Yang, D., Liu, Y.X. 2011. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. *Journal of Arid Environments* 75, 787-792.

Lindo, Z. 2010. Communities of Oribatida associated with input in Western red cedar tree crowns: Are moss mats 'magic carpets' for oribatid mite dispersal? in M. W. Sabelis and J Bruin, editors. *Trends in Acaralogy: Proceedings of the 12<sup>th</sup> International Congress*. Springer, London.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford, Oxford University Press.

Louzada, J. N. C., Schoereder, J. H. & De Marco Jr., P. 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. *Forest Ecology and Management*. 94: 31-36.

Lovett, G.M., Weathers, K.C, Arthur, M.A., Schultz, J.C.2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry*, 67: 289-308.

MacNally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between and reconciliation of 'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity and Conservation*, 9: 655-671.

Macpherson, A. J.; Schulze, M. D.; Carter, D. R.; Vidal, E. 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management*. 260: 2002-2011.

Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 12: 257-273.

Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 12, p. 257-273.

Majer, J. D., Brennan, K. E. C., Moir, M. L. Invertebrates and the Restoration of a Forest Ecosystem: 30 Years of Research following Bauxite Mining in Western Australia. *Restoration Ecology*, Washington, 15, 4:104-115.

Mariano, K. R. S., Solange Maria Costa de Amorim, S. M. C., C Júnior, A. S. M., Silva, K. K. A., 2007. Decomposição e Liberação de Nutrientes da Fração Foliar de *Coccoloba ramosissima* Wedd. *Revista Brasileira de Biociências* 5:372-374.

Marinoni, R.C., Ganho, N. G., Monné, M. L., Mermudes, J. R. M., 2003. Hábitos alimentares de Coleoptera: (Insecta). Ed. Holos.

Martens, S.N., Breshears, D.D. & Meyer, C.W. 2000. Spatial distributions of understory light along the grassland/forest continuum: Effects of cover, height, and spatial pattern of tree canopies. *Ecological Modelling*, 126, 79-93.

Mason, C. F., Decomposição. 1980. Trad. Camargo, O. A. São Paulo: EPU: Editora da Universidade de São Paulo.

McCoy, E. D., Bell, S. S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: McCoy, E. D.; Bell, S. S.; Mushinsky, H. R. (eds), *Habitat structure: the physical arrangements of objects in space*. Chapman and Hall, 3-27.

Montoya, D., Rogers, L., Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, Amsterdam, v.27,n. 12,p.666-72.

Moore, J. C., Walter, D. E., Hunt, H. W., 1988. Arthropod regulation of micro- and mesobiota in below-ground detrital food webs. *Annual Reviews of Entomology*. 33: 419-439.

Moraes, G. J., Flechtmann, C. H. W., 2008. *Manual de Acarologia: Acarologia Básica e Ácaros de Plantas Cultivadas no Brasil*. Editora Holos. Ribeirão Preto.

Naeem, S., Loreau, M., Inchausti, P., 2002. Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (eds.). *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford, Oxford University Press.

Naeem, S., Thompson L. J., Lawler, P., Lawton J. H., Woodfin, R. M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 386: 734-737.

Neher, D. A., Barbercheck, M. E., 1999. Diversity and function of soil mesofauna, In: Collins, W. & Qualset, C. (eds). *Biodiversity in Agroecosystems*. Washington, CRC.

Nobis M. 2005. SideLook 1.1 - Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs; <http://www.appleco.ch>

Oliveira, A. R., 1999. Efeito do *Baculovirus anticarsia* sobre Oribatida edáficos (Arachnida: Acari) na cultura de soja. São Paulo. 69p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Pais, M. P., Varanda, E. M. 2010. Arthropod recolonization in the restoration of a semideciduous forest in southeastern Brazil. *Neotropical entomology*. 39: 198-206.

Palacio, E. E., Fernández, F., 2003. Claves para las subfamilias y géneros. In: Fernández, F. (ed). *Introducción a las hormigas de la region Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt, Bogotá, Colômbia.

Paolucci, L. N. 2012. Redução experimental de área e Seus efeitos em artrópodes de serapilheira e no funcionamento do ecossistema. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Paschoal, A. D., Monteiro, A. R., Ferraz, L. C. C. B., 1996. *Fundamentos de zoologia agrícola e parasitologia: animais do meio rural e sua importância*. Piracicaba: DECALQ.

Pereira, A. S. 2010. Influência da riqueza de espécies de plantas que compõem a serapilheira sobre a comunidade de artrópodes e o funcionamento dos ecossistemas. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Powledge, F., 2006. The Millennium Assessment. *BioScience* 56, 880-886.  
R Development Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

Ribas CR, Schmidt FA, Solar RCC, Campos RBF, Valentim CL, Schoereder JH. 2012. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00831.x

Rizzini C. T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural, Rio de Janeiro.

Schlapfer, F., Schmid, B., 1999. Ecosystem effects of biodiversity: A classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications* 9: 893-912.

Setälä, H., 2002. Sensitivity of ecosystem functioning to changes in trophic structure, functional group composition and species diversity in belowground food webs. *Ecological Research* 17: 207-215.

Silva, A. E. 2009. Efeito da comunidade de artrópodes sobre a taxa de decomposição e liberação de nutrientes. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Smith, V. C., Bradford, M.A. 2003. Do non-additive effects on decomposition in littermix experiments result from differences in resource quality between litters? *Oikos*, 2: 235-242.

Song, F., Fan, X., Song, R. 2010. Review of mixed forest litter decomposition researches. *Acta Ecologica Sinica*. 30: 221-225.

Spain, A.V., Lavelle, P., Mariotti, A. 1992. Stimulation of plant growth by tropical earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 24:1629-1633.

Staddon, P., Lindo, Z., Crittenden, D. P., Gilbert, F., Conzalez, A. 2010. Connectivity, non-random extinction and ecosystem function in experimental metacommunities. *Ecology Letters*, 13:543-552.

Stork, N.E. & Eggleton, P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal Alternatives Agriculture*, 7:38-47.

Symstad, A. J., Tilman, D., 2001. "Diversity loss, recruitment limitation, and ecosystem functioning: lessons learned from a removal experiment." *Oikos* 92: 424-435.

Tapia-Coral, S.C. 2004. Macro-invertebrados do solo e estoques de carbono e nutrientes em diferentes tipos de vegetação de terra firme na Amazônia peruana. Teses de Doutorado. INPA/UFAM. Manaus, Am. 134.

Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208-211.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., 2002. Plant diversity and composition: effects on productivity and nutrients dynamics of experimental grasslands. *Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. M. Loreau, S. Naeem e P. Inchausti. New York, Oxford University Press.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.

Tilman, D., Wedin D., Knops, J. M. H., 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857-874.

Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S. a., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Hölscher, D., Jührbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Veldkamp, E., Wanger, T.C., 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - a review. *Journal of Applied Ecology* 48, 619-629.

Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., Putten, W. H. van der., Westphal, Catrin. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses *Biological Reviews*. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x

Vasconcelos, H.L., Laurence, W.F. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144: 456-462.

Velásquez, I.E. 2004. Bioindicadores de calidad de suelo basados en las poblaciones de macrofauna y su relación con características funcionales del suelo. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Colômbia, Sede Palmira. 186.

Wall, D.H., Moore, J.C., 1999. Interactions underground. *Bioscience*. 49:109-117.

Wang, S., Ruan, H., Wang, B., 2009. Effects of soil micro arthropods on plant litter decomposition across an elevation gradient in the Wuyi Mountains. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 891-897.

Wardle D. A., 2002. *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components*. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press.  
Wardle, D. A., Bonner, K. I., Barker, G. M., 2000. Stability of ecosystem properties in response to above-ground functional group richness and composition. *Oikos* 89: 11-23.

Wardle, D., Yeates, G., Barker, G., Bonner, K., 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1052-1062.

Wickings, K., A. Grandy, S., Reed, S., Cleveland, C., 2011. Management intensity alters decomposition via biological pathways. *Biogeochemistry*, 104:365-379. DOI 10.1007/s10533-010-9510-x.

Xuluc-Tolosa, F.J., Vester, H.F.M., Ramírez-Marcial, N., Castellanos-Albores, J., Lawrence, D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 174:401-412.

Yang, X., Chen, J., 2009. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 910 e 918.

Zeppelini-Filho, D., Bellini, B.C. 2004. *Introdução ao estudo dos collembola*. Editora da UFPB, João Pessoa.

Zuur A.F, Ieno, E.N, Walker N, Saveliev AA, Smith GM. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

## CONCLUSÕES FINAIS

Nossos resultados evidenciam que o estudo do impacto antrópico causado pelo corte seletivo e pela mineração, bem como a recuperação pós-impacto sobre as comunidades de formigas e as espécies de artrópodes de serapilheira, pode produzir uma série de evidências a respeito dos fatores que influenciam esses grupos em ambientes impactados e quais os seus efeitos sobre suas funções ecossistêmicas.

Em relação ao primeiro capítulo, nós avaliamos aspectos relacionados à resposta das comunidades de formigas ao gradiente de intensidade de corte seletivo de árvores e ao efeito do tempo de recuperação pós-corte. A abordagem nos três micro-habitats nos permitiu inferir que o corte seletivo de madeira causa mudanças sutis na biodiversidade de formigas. A principal diferença que causou alterações na riqueza de espécies de formigas foi o tempo pós-corte, sendo que a intensidade de corte não afetou esse parâmetro. Essas informações contribuem para o entendimento do efeito do corte seletivo, tendo em vista as dificuldades para a criação de áreas protegidas na Amazônia, o corte seletivo é uma alternativa para a preservação da comunidade de formigas e certamente de outros grupos biológicos, o que reforça a importância de sua adoção em áreas onde a extração de madeira se faz necessária. E ainda, este estudo contribui para o conhecimento dos processos ecológicos responsáveis pela diversidade de formigas em áreas com diferentes tempos e intensidades de pós-corte seletivo da Floresta Amazônica.

Já no segundo capítulo, nós investigamos o processo de reabilitação da diversidade de artrópodes associados ao funcionamento do ecossistema de ambientes alterados por atividades da mineração. Contudo, podemos perceber que verificar processos ecossistêmicos como a decomposição e liberação de nutrientes não é algo trivial, uma vez que esses processos podem ser afetados

por inúmeros fatores. Considerando tal complexidade, nossos resultados demonstram que a riqueza de espécies e dos grupos funcionais de artrópodes não é alterada com o tempo de reabilitação. A composição da comunidade de artrópodes variou entre as áreas com diferentes tempos de reabilitação, apenas para o grupo funcional dos fungívoros e predadores. Consideramos que o tempo de reabilitação, apenas por si, não altera o funcionamento dos ecossistemas, ao menos quanto aos processos estudados. Isso não exclui a possibilidade de outros efeitos oriundos da mineração, uma vez que realizamos este estudo somente em áreas reabilitadas e não naquelas sob efeito direto da mineração.

A ausência de relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas deve ser interpretada com cautela sob a ótica conservacionista. Os resultados aqui apresentados não significam necessariamente que a perda de espécies em um ecossistema como o estudado não implique em alterações na dinâmica de seu funcionamento. Embora a principal conclusão seja que a maioria das espécies possa desempenhar papéis redundantes, há outras medidas de funcionamento de ecossistemas que não foram avaliadas aqui e sobre as quais não podemos fazer generalizações.

Em resumo, os conhecimentos sobre as comunidades biológicas em sistemas impactados permitirão um melhor entendimento de seu funcionamento e fatores intrínsecos às mesmas. Dessa forma, poderemos aliar desenvolvimento humano e conservação da biodiversidade, bem como o funcionamento dos ecossistemas em áreas com diferentes impactos, como no caso do corte seletivo de impacto reduzido e da mineração.

## APÊNDICES

**APÊNDICE A.** Espécies de formigas amostradas em 49 parcelas de 10 ha em uma área de manejo florestal na região do Jari, Amazônia. Lista de espécies para os três micro-habitats: A=arbóreo, E=epigeico e H=hipogeico em dois platôs amostrados com diferentes idades de pós-corte (controle 1 e cinco anos=áreas que não sofreram corte seletivo; um e cinco anos = áreas que foram submetidas ao corte seletivo).

**APÊNDICE AA.** Espécies/ morfoespécies de artrópodes e seus respectivos grupos funcionais (hábitos alimentares), coletadas em sacos de decomposição, em áreas em reabilitação após impacto da mineração na Mina da Mutuca da Vale S.A. em Nova Lima-MG, Brasil.

**APÊNDICE A.** Espécies de formigas amostradas em 49 parcelas de 10 ha em uma área de manejo florestal na região do Jari, Amazônia. Lista de espécies para os três micro-habitat: A=arbóreo, E=epigeico e H=hipogeico em dois platôs amostrados com diferentes idades de pós-corte (controle 1 e cinco anos=áreas que não sofreram corte seletivo; um e cinco anos = áreas que foram submetidas ao corte seletivo).

Subfamília	Morfoespécie	Tempo pós -corte						Controle					
		Um ano			Cinco ano			Um ano			Cinco ano		
		A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H
<b>Cerapachyinae</b>	<i>Acanthosticus</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Azteca</i> sp1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichoderus</i> sp1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichoderus</i> sp2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichoderus</i> sp3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichoderus</i> sp4	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Dolichoderinae</b>	<i>Dolichoderus</i> sp5	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichoderus</i> sp6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Dolichoderus</i> sp7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Dolichoderus</i> sp8	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Linepithema</i> sp1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Linepithema</i> sp2	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
	<i>Linepithema</i> sp3	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0
	<i>Linepithema</i> sp4	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Linepithema</i> sp5	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Tapinoma</i> sp1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0
<b>Ecitoninae</b>	<i>Eciton</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eciton</i> sp2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eciton</i> sp3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Labidus</i> sp1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Labidus</i> sp2	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Labidus</i> sp3	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Labidus</i> sp4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Labidus</i> sp5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Neivamyrmex</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neivamyrmex</i> sp2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Ectatomminae</b>	<i>Ectatomma</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
	<i>Ectatomma</i> sp2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ectatomma</i> sp3	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0
	<i>Ectatomma</i> sp4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ectatomma</i> sp5	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gnamptogenys</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

## “APÊNDICE A, continuação...”

Subfamília	Morfoespécie	Tempo pós -corte						Controle					
		Um ano			Cinco ano			Um ano			Cinco ano		
		A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H
Ectatomminae	<i>Gnamptogenys</i> sp2	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Gnamptogenys</i> sp3	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Gnamptogenys</i> sp4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Gnamptogenys</i> sp5	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gnamptogenys</i> sp6	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
	<i>Gnamptogenys</i> sp7	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachymyrmex</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Brachymyrmex</i> sp2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Brachymyrmex</i> sp3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp4	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp6	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp9	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	
<i>Camponotus</i> sp10	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	
<i>Camponotus</i> sp11	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp12	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
<i>Camponotus</i> sp13	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp14	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp15	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp17	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp18	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
<i>Camponotus</i> sp19	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp20	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp21	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp22	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Camponotus</i> sp23	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp24	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Camponotus</i> sp25	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	
<i>Camponotus</i> sp26	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	
<i>Camponotus</i> sp27	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	



## “APÊNDICE A, continuação...”

Subfamília	Morfoespécie	Tempo pós -corte						Controle					
		Um ano			Cinco ano			Um ano			Cinco ano		
		A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H
	<i>Carebara</i> sp14	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp15	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp16	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp17	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp18	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp19	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp20	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp21	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp22	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Carebara</i> sp23	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cephalotes</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cephalotes</i> sp2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cephalotes</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cephalotes</i> sp4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i> sp1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i> sp2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i> sp3	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Myrmicinae	<i>Cyphomyrmex</i> sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp2	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp3	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp4	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp5	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp6	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp7	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp8	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp9	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp10	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp11	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp12	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp13	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp14	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp15	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp16	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp17	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp18	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

## “APÊNDICE A, continuação...”

Subfamília	Morfoespécie	Tempo pós-corte						Controle						
		Um ano			Cinco ano			Um ano			Cinco ano			
		A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp19	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Daceton</i> sp1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Hylomyrma</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Megalomyrmex</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Megalomyrmex</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Mycetosoritis</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Mycocepurus</i> sp1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Myrmicocrypta</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Ochetomyrmex</i> sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Ochetomyrmex</i> sp2	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Octostruma</i> sp1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Octostruma</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Octostruma</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Octostruma</i> sp4	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Octostruma</i> sp5	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Oxyepoecus</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp2	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp5	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp8	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp9	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp10	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp12	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp13	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp14	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp15	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp17	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp18	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp19	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pheidole</i> sp20	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0



## “APÊNDICE A, continuação...”

Subfamília	Morfoespécie	Tempo pós-corte						Controle						
		Um ano			Cinco ano			Um ano			Cinco ano			
		A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	
Myrmicinae	<i>Procryptocerus</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pyramica</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pyramica</i> sp2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pyramica</i> sp3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Pyramica</i> sp4	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Rogeria</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Rogeria</i> sp2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Rogeria</i> sp3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Myrmicinae	<i>Sericomyrmex</i> sp1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp2	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp3	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp5	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp6	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp7	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp8	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp9	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp10	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp11	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp12	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp13	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp14	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp15	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp16	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp17	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp18	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp19	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp20	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp21	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp22	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp23	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp24	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp25	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp26	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Myrmicinae	<i>Solenopsis</i> sp27	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0





**“APÊNDICE A, conclusão”**

Subfamília	Morfoespécie	Tempo pós-corte						Controle						
		Um ano			Cinco ano			Um ano			Cinco ano			
		A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	
<b>Pseudomyrmecinae</b>	<i>Pseudomyrmex</i> sp3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Pseudomyrmex</i> sp4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Pseudomyrmex</i> sp5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Heteroponerinae</b>	<i>Acanthoponera</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>Spp.</b>	99	199	83	97	182	88	18	57	22	14	45	19	
<b>11</b>	<b>321</b>			<b>381</b>		<b>367</b>		<b>97</b>		<b>78</b>				

**APÊNDICE AA.** Espécies/ morfoespécies de artrópodes e seus respectivos grupos funcionais (hábitos alimentares), coletadas em sacos de decomposição, em áreas em reabilitação após impacto da mineração na Mina da Mutuca da Vale S.A. em Nova Lima-MG, Brasil.

<b>Fungívoros</b>	MC1	MC2	Rec 2	Rec 4	Rec 6	Rec 8	Rec 10	<b>Total</b>
<i>Seira aff. Tinguira</i>	1	1	5	0	0	0	0	7
<i>Lepidocyrtus</i> ( <i>Lanocyrtus</i> ) sp1	0	0	3	2	1	3	1	10
<i>Isotomurus aff.</i> <i>Pseudosensillatus</i>	0	0	3	0	0	0	0	3
<i>Denisiella aff.</i> <i>Seroseta</i>	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Dicranocentrus cf.</i> <i>silvestrii</i>	1	0	2	0	0	2	1	6
<i>Lepidonella</i> sp2 <i>Lepidocyrtus</i> ( <i>Lanocyrtus</i> ) sp2	0	0	1	0	1	2	0	4
<i>Entomobrya</i> <i>tupiana</i>	1	0	1	1	1	2	2	8
<i>Entomobrya</i> sp1	0	1	2	0	2	5	3	13
<i>Sminthurinus</i> sp1 <i>Lepidonella</i> sp1	0	3	1	0	0	0	0	4
<i>Seira aff. frater</i> <i>Brachystomella aff.</i> <i>Contorta</i>	1	0	1	1	0	1	1	5
<i>Seira aff. Eidmani</i> <i>Seira aff. Prodigia</i>	0	0	0	3	0	0	0	3
<i>Phlaeothripidae</i> <i>Neotropiella</i> <i>meridionalis</i>	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Dicranocentrus</i> <i>heloisae</i>	1	0	0	1	0	0	0	2
<i>Seira</i> sp1	0	0	0	0	1	2	1	4
<i>Seira aff. Nunezae</i> Leiodidae sp. 1	1	0	0	0	2	4	1	8
Ciidae sp. 1 Ptilidae sp. 1	0	0	0	0	0	1	0	1
Ptilidae sp. 2 Latrydidae sp. 1	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Atta</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	1
<b>### Total</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>27</b>	<b>10</b>	<b>95</b>

**“APÊNDICE AA, continuação...”**

<b>Detritívoros</b>	MC1	MC2	Rec 2	Rec 4	Rec 6	Rec 8	Rec 10	<b>Total</b>
Dermaptera sp.1	1	1	0	0	0	0	0	2
Heteroptera sp.1	2	0	1	0	1	0	1	5
Heteroptera sp. 2	0	0	1	0	1	0	2	4
Scarabaeidae sp. 1	0	0	0	1	0	0	0	1
Blattodea sp. 1	0	0	2	0	1	0	0	3
Blattodea sp. 2	1	0	0	1	0	0	1	3
Blattodea sp. 3	2	0	1	0	1	2	2	8
Blattodea sp. 4	1	0	0	1	1	3	1	7
Blattodea sp. 5	0	0	0	0	0	1	0	1
Blattodea sp. 6	1	0	0	0	1	1	0	3
Blattodea sp. 7	2	0	0	0	0	3	1	6
Blattodea sp. 8	0	1	2	0	0	0	1	4
Nylanderia sp1	0	0	0	2	0	0	0	2
Nylanderia sp 2	0	1	0	0	0	0	0	1
Wasmania sp1	0	0	1	0	0	1	1	3
Wasmania sp2	0	0	0	0	0	2	0	2
Brachymyrmex sp2	0	0	1	0	0	0	0	1
Brachymyrmex sp3	0	1	0	0	0	0	2	3
Lineptema sp1	0	0	0	0	0	1	0	1
Lineptema sp2	0	0	0	0	1	1	0	2
Lineptema sp3	0	0	0	0	0	0	1	1
Camponotus sp1	0	0	0	2	0	0	0	2
Camponotus sp2	1	0	0	1	0	0	0	2
Camponotus sp3	0	0	0	0	0	0	1	1
Camponotus sp4	2	0	0	1	0	1	0	4
Camponotus sp5	0	0	0	1	0	0	0	1
Hypoponera sp1	2	0	0	0	0	0	0	2
Crematogáster sp1	0	0	0	0	0	1	0	1
Brachymyrmex sp1	0	0	1	0	0	0	0	1
Pheidole sp1	0	0	0	0	0	0	1	1
<b>Detritívoros</b>	MC1	MC2	Rec 2	Rec 4	Rec 6	Rec 8	Rec 10	<b>Total</b>
Solenopsis sp1	0	1	1	0	3	1	0	6
Solenopsis sp2	0	1	0	0	1	0	1	3
Solenopsis sp3	0	0	0	2	1	2	0	5
Solenopsis sp4	2	0	3	0	1	1	0	7
Solenopsis sp5	0	0	0	0	0	0	1	1
Solenopsis sp6	0	0	0	1	0	0	0	1
<b>### Total</b>	<b>17</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>21</b>	<b>17</b>	<b>101</b>
<b>Predadores</b>								
Ordem								
Trombidiformes	2	2	1	3	0	6	0	14
Ordem								
Sarcoptiformes:								
Astigmata	16	4	0	4	23	0	31	78
Ordem Mesostigmata	0	47	37	76	0	36	0	196
Salticidae	2	1	0	0	0	0	1	4
Lycosidae	0	0	1	0	0	0	0	1
Pholcidae	0	0	3	0	2	0	1	6
Ochyrocerathidae	1	0	2	0	0	0	0	3
Araneidae	0	0	0	0	0	1	0	1

**“APÊNDICE AA, conclusão”**

Linyphiidae	0	2	1	1	0	1	0	5
Corinnidae	0	0	1	1	0	0	3	5
Theridiidae	1	0	0	0	0	1	0	2
Zoridae	0	1	0	0	1	0	0	2
Scytodidae	0	0	1	1	0	0	0	2
Palpimanidae	0	1	0	0	0	0	0	1
Gnaphosidae	1	0	0	0	0	0	0	1
Pseudoscorpionida								
sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	1
Carabidae sp. 1	0	0	0	0	1	0	0	1
Carabidae sp. 2	0	0	0	0	0	1	0	1
Carabidae sp. 3	0	0	0	0	0	0	1	1
Carabidae sp. 4	0	0	0	0	0	1	0	1
Staphylinidae sp. 1	0	0	1	0	3	0	1	5
Staphylinidae sp. 2	1	0	0	0	0	0	1	2
							<b>Rec</b>	
<b>Predadores</b>	<b>MC1</b>	<b>MC2</b>	<b>Rec 2</b>	<b>Rec 4</b>	<b>Rec 6</b>	<b>Rec 8</b>	<b>10</b>	<b>Total</b>
Staphylinidae sp. 3	0	0	1	0	0	0	0	1
Staphylinidae sp. 4	1	0	0	0	0	0	0	1
Staphylinidae sp. 5	0	0	1	0	0	0	0	1
Staphylinidae sp. 6	0	1	0	0	0	0	0	1
Reduviidae sp.1	0	1	0	0	0	1	1	3
Pentatomidae sp.1	0	0	0	1	0	0	1	2
Pyramica sp.1	0	1	0	1	0	0	0	2
Strumigenys sp.1	0	0	0	0	0	1	0	1
<b>### Total</b>	<b>25</b>	<b>62</b>	<b>50</b>	<b>88</b>	<b>30</b>	<b>49</b>	<b>41</b>	<b>345</b>
<b>Outros</b>								
Oribatida	53	33	50	10	87	26	58	317
Isopoda sp. 1	0	0	1	0	0	0	0	1
Ixodida	0	0	0	0	11	0	2	13
Diplopoda sp. 1	1	0	0	0	0	0	0	1
Psocoptera sp. 1	1	1	0	0	1	1	1	5
Thysanoptera sp.1	1	0	0	0	0	1	1	3
Thysanoptera sp.2	0	1	0	0	0	0	0	1
Thysanoptera sp.3	0	0	0	0	0	1	0	1
Chrysomelidae sp. 1	0	0	0	0	0	1	0	1
Coleoptera	1	0	0	0	0	0	0	1
Hemiptera	0	1	1	0	0	0	0	2
Hymenoptera sp.1	0	0	0	0	0	0	1	1
<b>### Total</b>	<b>57</b>	<b>36</b>	<b>52</b>	<b>10</b>	<b>99</b>	<b>30</b>	<b>63</b>	<b>347</b>
<b>Total</b>	<b>109</b>	<b>111</b>	<b>138</b>	<b>112</b>	<b>150</b>	<b>127</b>	<b>131</b>	