

LUCAS NAVARRO PAOLUCCI

**REDUÇÃO EXPERIMENTAL DE ÁREA E SEUS EFEITOS EM
ARTRÓPODES DE SERAPILHEIRA E NO FUNCIONAMENTO DO
ECOSSISTEMA**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2012

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

T

P212r
2012

Paolucci, Lucas Navarro, 1984-

Redução experimental de área e seus efeitos em artrópodes de serapilheira e no funcionamento do ecossistema / Lucas Navarro Paolucci. – Viçosa, MG, 2012.
vii, 31f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: José Henrique Schoereder.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 21-25

1. Artrópodes. 2. Ecossistemas. 3. Ciclos biogeoquímicos.
4. Biodegradação. 5. Mata Atlântica. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

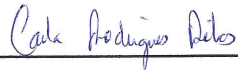
CDD 22. ed. 595

LUCAS NAVARRO PAOLUCCI

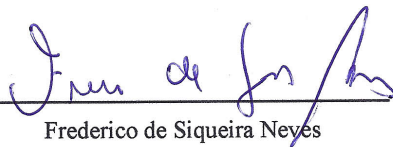
**REDUÇÃO EXPERIMENTAL DE ÁREA E SEUS EFEITOS EM
ARTRÓPODES DE SERAPILHEIRA E NO FUNCIONAMENTO DO
ECOSSISTEMA**

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

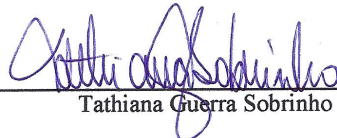
APROVADA: 23 de fevereiro de 2012.



Carla Rodrigues Ribas

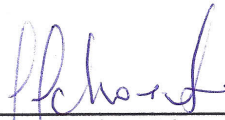


Frederico de Siqueira Neyes



Tathiana Guerra Sobrinho

(Coorientadora)



José Henrique Schoeder

(Orientador)

Dedico aos meus pais, Ricardo e Helenice, que sempre me apoiaram.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Ricardo e Helenice, por possibilitarem minhas conquistas e acreditarem nos meus sonhos, além de me ensinarem valores que sempre carregarei comigo.

Aos meus irmão, Rodrigo e Luiza, pela amizade e amor que compartilham comigo.

À Universidade Federal de Viçosa, por ter me proporcionado esta formação sólida e completa, desde a graduação.

À Capes, pela bolsa de estudos.

Ao Prof. José Henrique Schoeder, por dividir seus conhecimentos comigo desde 2006, por dar asas às minhas ideias e pela amizade.

À Tathiana Sobrinho, pela inestimável coorientação, pelas críticas e sugestões, ajuda no campo e pela amizade.

À Luna pelo companheirismo na hora de escrever a dissertação e nas horas de descanso, além da elaboração do esquema ilustrativo.

À Profa. Carla Ribas e ao Prof. Frederico Neves, por se disporem a participar da banca examinadora e pelas contribuições ao trabalho.

Ao Prof. Ricardo Campos, pelas discussões do projeto.

Ao Antônio Brescovit e ao Instituto Butantan, pela identificação das aranhas.

À Vivian Sandoval, pela ajuda com a identificação dos besouros.

À Dalana Muscardi, pela ajuda com a identificação dos ácaros e com os trâmites das análises de nutrientes.

Ao Ricardo Solar, Raphael Oliveira, Maria Olívia Sanna e Camila pela ajuda na montagem do experimento.

À Maria Olívia Sanna e à Ana Carol Maradini, pela imensa ajuda na triagem e identificação dos artrópodes, e pelo extrema seriedade com que trabalharam neste projeto.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pela oportunidade de ter participado do curso Ecologia da Floresta Amazônica (EFA), o que certamente contribuiu para uma maior qualidade desta dissertação.

A todos colegas do Laboratório de Ecologia de Comunidades, que felizmente não são mais apenas colegas, mas amigos.

Aos amigos de Viçosa, que possibilitaram momentos inesquecíveis nesta cidade.

Aos amigos de Barbacena pelos momentos únicos e amizade valiosa.

E finalmente a todos que, de alguma maneira, contribuíram para esta realização. Muito obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
1. Introdução.....	1
2. Métodos.....	3
2.1 Local de estudo.....	3
2.2 Desenho experimental.....	4
2.3 Coleta de dados.....	6
2.4 Análises estatísticas.....	7
3. Resultados.....	9
3.1 Fauna de artrópodes da serapilheira.....	9
3.2 Pressuposto.....	11
3.3 Hipótese 1.....	11
3.4 Hipótese 2.....	13
4. Discussão.....	13
5. Conclusões.....	19
6. Referências.....	20
7. Anexo 1.....	25

RESUMO

PAOLUCCI, Lucas Navarro, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2012. **Redução experimental de área e seus efeitos em artrópodes de serapilheira e no funcionamento do ecossistema.** Orientador: José Henrique Schoereder. Coorientadores: Tathiana Guerra Sobrinho e Ricardo Ildefonso de Campos.

A fragmentação de habitats é um processo cada vez mais comum e uma das principais ameaças à biodiversidade mundial, mas seus efeitos sobre o funcionamento dos ecossistemas ainda são amplamente negligenciados. Uma vez que a perda de área é uma das principais consequências da fragmentação, nosso objetivo foi testar o pressuposto de que quanto maior a área de um dado local, maiores as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes da serapilheira. Também testamos as hipóteses de que (i) o aumento da área influencia positivamente a riqueza e abundância de artrópodes (acumuladas e por guildas), e que (ii) uma maior riqueza e abundância de artrópodes (acumuladas e por guildas) influencia positivamente as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes. Além disso, testamos a hipótese de que em níveis mais baixos de diversidade de artrópodes, manipulada com biocida, a resposta das funções ecossistêmicas é linear. Por outro lado, com o aumento da diversidade essa relação se torna nula, devido à redundância funcional das espécies. A área não afetou a taxa de decomposição, que foi maior no tratamento em que não usamos biocida em relação àquele com biocida. Não houve efeito da área nem da presença do biocida sobre a liberação dos nutrientes. A área também não afetou a riqueza e abundância de artrópodes, apenas a presença do biocida. O mesmo padrão ocorreu para as guildas de fungívoros e detritívoros. A decomposição da serapilheira não foi influenciada pela riqueza e abundância de artrópodes, apenas pela presença do biocida. O mesmo ocorreu para as guildas analisadas. Sugerimos que os principais determinantes na decomposição e liberação de nutrientes são os microorganismos decompositores e a qualidade da serapilheira, e que o papel dos artrópodes e de fatores abióticos parece ser indireto. No caso dos artrópodes, há evidências de que isso seja devido a uma redundância funcional das espécies.

ABSTRACT

PAOLUCCI, Lucas Navarro, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2012. Experimental area reduction and its effects on litter arthropods and ecosystem functioning. Adviser: José Henrique Schoereder. Co-advisers: Tathiana Guerra Sobrinho and Ricardo Ildefonso de Campos.

Habitat fragmentation is a common process and one of the main threats to worldwide biodiversity, but its effects over ecosystem functioning are still misunderstood. As area loss is one of the main consequences of fragmentation, our aim was to test the assumption that larger areas have greater litter decomposition and nutrient release rates than smaller ones. We further tested the hypotheses that (i) an area increase affects arthropods richness and abundance (accumulated and guilds) positively, and that (ii) greater arthropods richness and abundance (accumulated and guilds) affects decomposition and nutrient release positively. Besides, we tested the hypothesis that at lower levels of arthropod diversity, decreased with a biocide, ecosystem functioning answer is linear. On the other hand, at higher levels of diversity this relationship is steady, due to species' functional redundancy. Area did not affected decomposition rate, which was higher at treatment without biocide in comparison to the treatment which we added biocide. Neither area nor biocide affected nutrient release. Area also did not affected arthropods richness and abundance, only biocide presence. We found the same pattern for fungivorous and detritivorous guilds. Litter decomposition was not affected by arthropods richness and abundance, only by biocide presence. The same pattern emerged for the analyzed guilds. We advocate that microbial decomposers and litter quality are the main drivers of litter decomposition and nutrient release, and that arthropods and abiotic conditions play an indirect role on it. For arthropods this might be due to a species' functional redundancy.

Introdução

A fragmentação e a perda de habitats são as principais formas de distúrbio em florestas tropicais (Whitmore 1997), e representam as maiores ameaças à biodiversidade mundial (Hanski 1998, Burkey & Reed 2006). A fragmentação é um tema amplamente estudado pelos ecólogos, especialmente devido ao seu reconhecido efeito negativo sobre a fauna e flora locais. Entretanto, tais estudos tradicionalmente avaliam como e por que a fragmentação afeta a abundância, riqueza, e composição de espécies (e.g. Quinn & Harrison 1988, Verboom & Vanapeldoorn 1990, Schmiegelow et al. 1997, Schoereder et al. 2004, Ribas et al. 2005, Rantalainen et al. 2006, Sobrinho & Schoereder 2007), sendo que consequências sobre o ecossistema ainda permanecem amplamente negligenciadas (Gonzales et al. 2009).

A principal maneira de se avaliar impactos sobre o ecossistema é investigando o seu funcionamento, definido como atividades biogeoquímicas que incluem produtividade primária, decomposição e ciclagem de nutrientes (Naeem 2009), sendo estes dois últimos considerados os mais importantes (Hättenschwiler et al. 2005, Kutsch et al. 2009). Em ambientes terrestres, o aporte de nutrientes causado pela decomposição da serapilheira é uma das principais vias de retorno de matéria para o ecossistema (Xiong & Nilsson 1999). Além disso, a decomposição libera dióxido de carbono e metano, e mineraliza nutrientes necessários para a produtividade primária (Likens & Bormann 1995). Além da ciclagem, outros processos como respiração do solo e produtividade primária podem ser afetados por condições ambientais (Hättenschwiler et al. 2005, Castanho & Oliveira 2008), bem como dependem de atividade biológica (David & Gillon 2002).

Existem diferentes hipóteses para explicar a relação entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas. Na maioria delas esta relação é positiva (Loreau et

al. 2002), independentemente do formato da curva. Entre as mais aceitas está a hipótese da redundância, segundo a qual relativamente poucas espécies seriam capazes de manter processos ecossistêmicos, devido a um papel funcional similar exercido por várias delas (Loreau et al. 2002).

Dos grupos taxonômicos envolvidos no funcionamento dos ecossistemas, invertebrados e microorganismos (bactérias e fungos) são apontados como os mais importantes (David & Gillon 2002). Os microorganismos são os verdadeiros agentes decompositores (Seastedt 1984), de modo que seu papel na decomposição e ciclagem de nutrientes é mais direto. Por outro lado, acredita-se que o papel dos macroinvertebrados de solo e serapilheira na decomposição seja através da quebra de matéria orgânica e facilitação das atividades de decompositores microbianos (Seastedt 1984, David & Gillon 2002, Hättenschwiler et al. 2005). A mesofauna, principalmente colêmbolas e ácaros, desempenha papel semelhante, sendo que alguns saprófagos desses grupos também consomem e processam a matéria orgânica (Hättenschwiler et al. 2005). Esses artrópodes do solo e serapilheira podem ser separados em guildas tróficas, sendo que tais guildas podem afetar a comunidade microbiana de diferentes maneiras (Bardgett & Chan 1999), e conseqüentemente também o funcionamento dos ecossistemas.

Considerando que a fragmentação é um dos principais fatores responsáveis por impactar a biodiversidade de diversos grupos (Laurance 2008) e que a biodiversidade provavelmente influencia positivamente o funcionamento dos ecossistemas (Loreau et al. 2002, Mikola et al. 2002), espera-se que uma perda da biodiversidade devido à fragmentação gere uma perda das funções ecossistêmicas. Alguns dos principais efeitos da fragmentação ambiental incluem a diminuição da área e o aumento do isolamento (Lovejoy et al. 1986, DeSouza et al. 2001).

Recentemente Staddon et al. (2010) demonstraram, com experimento manipulativo, uma influência negativa do isolamento sobre medidas de funcionamento, como decomposição e fluxo de nitrogênio e carbono. Entretanto trabalhos como estes ainda são pontuais, e se sabe muito pouco acerca dos efeitos da fragmentação e sua extensão sobre o funcionamento dos ecossistemas.

O objetivo deste trabalho é testar hipóteses relacionadas ao efeito da área sobre o funcionamento dos ecossistemas, bem como sobre a comunidade de artrópodes da serapilheira. Primeiramente, testamos o pressuposto de que quanto maior a área de um dado local, maiores as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes da serapilheira. Em seguida, testamos as hipóteses de que (i) o aumento da área influencia positivamente a riqueza e abundância de artrópodes (acumuladas e por guildas), e que (ii) uma maior riqueza e abundância de artrópodes (acumuladas e por guildas) influencia positivamente as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes. Além disso, utilizamos biocida não seletivo (naftalina) para diminuir manipulativamente a riqueza e abundância de artrópodes. Este procedimento teve como objetivo verificar se níveis menores de diversidade e abundância, além daqueles gerados pelo gradiente de área, causam menores funções ecossistêmicas.

Métodos

Local de estudo

O experimento teve início em Janeiro de 2011, estação chuvosa na região, na Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso (20°45'S e 42°55'O) no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Trata-se de um fragmento florestal com cerca de 300 ha, sendo a vegetação composta por trechos de Floresta Estacional Semidecidual Montana, pertencente ao Bioma Mata Atlântica. Atualmente

é ocupado quase que inteiramente por floresta secundária (Veloso et al. 1991). O clima local é subtropical úmido moderado, com estação chuvosa bem definida entre Setembro e Abril, e estação seca de Maio a Agosto (Golfari 1975). A temperatura média anual é de 20°C, com umidade média de 80% e pluviosidade média anual de 1800 mm (Castro et al. 1983).

Desenho experimental

Nós delimitamos no interior da floresta um gradiente de área composto por 52 parcelas na forma de quadrados, variando entre 40 a 180 cm de lado, divididos da seguinte maneira: 8 quadrados com cerca de 40 cm de lado; 8 quadrados com cerca de 60 cm de lado; 12 quadrados com cerca de 100 cm de lado; 8 quadrados com cerca de 150 cm e 10 quadrados com cerca de 180 cm de lado. As medidas anteriores são aproximadas e, para as análises, todos os quadrados tiveram suas áreas calculadas a partir dos valores reais. Para garantir que cada quadrado ficasse totalmente isolado do restante da floresta, nas bordas de cada um deles foi cavada uma trincheira de 15 cm de profundidade. Nesta trincheira foi colocada uma lona plástica enterrada 15 cm sob o solo, e erguida 10 cm acima do solo. A fim de se evitar que artrópodes subissem pela lona, uma camada de graxa foi aplicada em sua parte exterior acima do solo. Pequenas estacas de madeira foram utilizadas para sustentação da lona na superfície do solo (Fig. 1). Desse modo, tanto a fauna hipogéica quanto a epigéica foi impedida de transpor os limites da parcela.

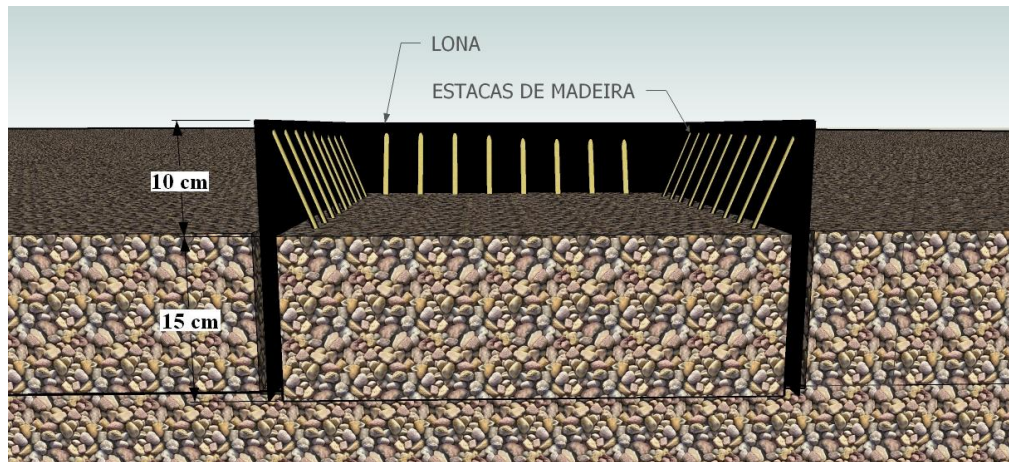


Figura 1. Esquema do corte longitudinal de uma parcela.

Antes de iniciarmos o experimento coletamos serapilheira da região do estudo, a qual foi seca em estufa por 72 horas a 60°C. O material foi então pesado e separado em 218 amostras, cada uma com 10 g de peso seco. Em seguida levamos dez amostras ao Laboratório de Análises do Solo da Universidade Federal de Viçosa, onde foram obtidas as concentrações dos nutrientes nitrogênio (N) e carbono (C). Calculamos então a média das concentrações de C e N dessas 10 amostras iniciais, que correspondeu ao tempo zero, e foi utilizada na obtenção do coeficiente de liberação dos nutrientes ao longo do tempo, em cada parcela.

O peso inicial (10 g) foi utilizado posteriormente para o cálculo da perda de peso ao longo do tempo (coeficiente de decomposição). Acondicionamos cada uma dessas 208 amostras restantes em sacos de *nylon* de 20 por 20 cm e trama de 2 mm, chamados de sacos de decomposição. No interior de cada parcela colocamos quatro destes sacos, que permaneceram no campo expostos às condições e fauna locais (Fig. 2). Em metade das parcelas de cada tamanho, adicionamos um biocida não seletivo (duas pedras de naftalina) no interior de todos os sacos de decomposição, originando então dois tratamentos (com e sem biocida). A naftalina é um repelente de artrópodes,

comumente utilizado em experimentos que envolvem a remoção de invertebrados (González & Seastedt 2001).



Figura 2. Foto de uma parcela, mostrando os quatro sacos de decomposição colocados inicialmente e duas pedras de naftalina no interior de cada um deles.

Coleta de dados

A cada dois meses foi retirado um saco de decomposição de cada parcela, totalizando oito meses de experimento, os quais foram colocados em funis de Berlese por sete dias para extração dos artrópodes. Após a extração, o conteúdo dos sacos de decomposição foi novamente seco em estufa a 60°C por 72 horas e pesado. Por fim a serapilheira restante foi levada ao Laboratório de Análises do Solo da Universidade Federal de Viçosa, onde foram obtidas as concentrações dos nutrientes nitrogênio (N) e carbono (C) das amostras.

Os artrópodes coletados nos funis de Berlese foram triados e os indivíduos

foram identificados ao menor nível taxonômico possível, utilizando chaves taxonômicas (Fernández 2003, Borror et al. 2005). Os organismos foram ainda separados em guildas (detritívoros, fungívoros, predadores e “outros hábitos”), conforme seu hábito alimentar (Hölldobler & Wilson 1990, Lavelle 2002, Borror et al. 2005). Os Collembola e os Araneae foram enviados a especialistas para identificação. Os demais grupos foram identificados no Laboratório de Ecologia de Comunidades da Universidade Federal de Viçosa.

A contagem da abundância e da riqueza de espécies foi feita para cada parcela, somando-se o conteúdo de todos os quatro sacos de decomposição. Dessa forma, utilizamos abundância total e riqueza acumulada. O número de indivíduos de formigas não foi considerado, mas apenas sua ocorrência, já que esses são organismos sociais. Assim, a abundância de qualquer espécie de formiga foi definida como um.

Análises Estatísticas

Cálculo dos coeficientes de decomposição e liberação de nutrientes

O coeficiente de decomposição (k) de cada parcela foi estimado utilizando-se o peso dos quatro sacos retirados nos períodos no interior das parcela, relacionados ao peso inicial (10 g). Assim, o k de cada parcela é a inclinação da reta obtida pelo modelo {(peso da amostra/peso inicial) ~ tempo} (Louzada et al. 1997), com distribuição de erros binomial corrigida para subdispersão (Crawley 2007). Esse coeficiente corresponde ao resultado da equação $X = e^{-kt}$, onde X é o peso perdido no tempo t , e é o logaritmo natural e k , o coeficiente de perda de peso.

Para o cálculo da taxa de liberação de cada um dos nutrientes (n_i) em cada parcela foram considerados as concentrações dos nutrientes nos quatro sacos retirados

nos diferentes tempos, além da concentração média inicial do nutriente (tempo zero), obtida através das 10 amostras iniciais. Assim, n_i da parcela é a inclinação da reta ajustada a partir do modelo (concentração do nutriente de cada amostra \sim tempo). Nesse caso foi utilizada distribuição de erros normal. Isso porque não há um limite máximo tão bem definido para liberação de nutrientes, já que pode haver aporte através de diversos processos (Louzada et al. 1997).

Teste das hipóteses

Para o teste do pressuposto foram feitas ANCOVAs, nas quais a variável explicativa foi a área das parcelas e as variáveis resposta foram as taxas de decomposição e de liberação de cada um dos nutrientes avaliados. Para testarmos a hipótese da redundância funcional das espécies, utilizamos em todas as análises o tratamento com e sem biocida como co-variável.

Para o teste da primeira hipótese foram feitas ANCOVAs com distribuição de erros Poisson, usando-se área como variável explicativa e riqueza e abundância de artrópodes como variáveis resposta. Novamente os tratamentos com e sem biocida foram utilizados como co-variável. Para o teste da segunda hipótese, foram feitas ANCOVAs para avaliar a influência da riqueza e abundância de artrópodes (variável explicativa) sobre as taxas de decomposição e liberação de nutrientes (variáveis resposta), também tendo o tratamento com biocida como co-variável.

Além disso, selecionamos as guildas de detritívoros e fungívoros para as mesmas análises. Tais guildas foram escolhidas por serem as mais importantes nos processos de funcionamento estudados (Giller 1996, Correia & Andrade 1999, Zeppelini-Filho & Bellini 2004). Todas as análises descritas, foram feitas no

programa R (R-Development-Core-Team 2011), sendo seguidas de análise de resíduos para verificar a adequação dos modelos e das distribuições utilizadas (Crawley 2007).

Resultados

Fauna de artrópodes da serapilheira

Amostramos um total de 217 espécies ou morfoespécies de artrópodes, pertencentes a seis classes: (i) Arachnida, (ii) Chilopoda, (iii) Diplopoda, (iv) Entognatha, (v) Insecta, (vi) Malacostraca (Anexo II). A classe mais diversa foi Insecta, com 127 morfoespécies, seguida por Entognatha (31), Arachnida (29), Malacostraca (24), Chilopoda e Diplopoda, ambas com três espécies. A classe mais abundante foi Arachnida, com 9592 indivíduos, seguida por Entognatha (2766), Insecta (577), Malacostraca (129), Diplopoda (16) e Chilopoda (13). Estes organismos foram separados nas guildas de detritívoros, fungívoros e predadores. Aqueles que apresentam hábitos alimentares diferentes ou indefinidos foram classificados sendo de “outros hábitos” (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação dos artrópodes em função do hábito alimentar.

Hábito alimentar	Taxa
Predador	Araneae
	Opiliones
	Pseudoscorpionida
	Chilopoda
	Hymenoptera
	Formicidae
	<i>Anochetus diegensis</i>
	<i>Ectatomma</i> sp.
	<i>Gnamptogenys</i> sp.
	<i>Hylomyrma</i> sp.

	<i>Hypoponera</i> sp. <i>Megalomyrmex</i> sp.
Predador	<i>Octostruma</i> sp. <i>Odontomachus</i> sp. <i>Pyramica</i> sp. <i>Strumigenys</i> sp.) Coleoptera (Aleocharinae Carabidae Leptodiridae Oxytelinae Paederinae Pselaphinae Scydmaenidae)
Outros hábitos	Hymenoptera Formicidae (<i>Carebara</i> sp. <i>Cyphomyrmex</i> sp. <i>Monomorium</i> sp. <i>Nylanderia</i> sp. <i>Pheidole</i> sp. <i>Solenopsis</i> sp.) Coleoptera Outros ácaros Thysanoptera Dermaptera Heteroptera Orthoptera
Detritívoros	Coleoptera (Aphodiinae Scarabaeidae Tenebrionidae) Blattodea Diplopoda Isopoda
Fungívoros	Coleoptera (Leiodidae Ptiliidae) Collembola Oribatida

Pressuposto - Efeito da área sobre as taxas de decomposição e liberação de nutrientes

O tamanho da parcela não afetou a taxa de decomposição da serapilheira ($F_{1,50}=2,09$; $p=0,15$), porém a decomposição foi maior nas amostras sem biocida se comparada àquelas com biocida ($F_{1,49}=7,31$; $p<0,01$) (Fig. 3). Não encontramos nenhum efeito da área ou presença de biocida sobre as taxas de liberação de nutrientes ($p>0,05$) (Anexo I).

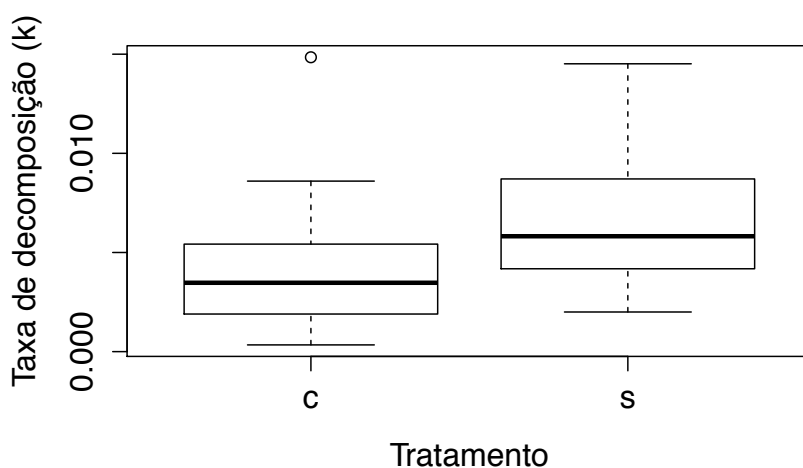


Figura 3. Taxa de decomposição da serapilheira (k) na presença e ausência (c – com biocida; s – sem biocida) de biocida ($F_{1,50}=7,24$; $p<0,01$).

Hipótese 1 - Efeito da área sobre riqueza, abundância e guildas de artrópodes

A área não afetou a riqueza de espécies de artrópodes ($\chi^2_{50}=1,56$; $p=0,21$), que foi afetada negativamente pela presença do biocida ($\chi^2_{49}=13,29$; $p<0,001$) (Fig. 4). A área também não afetou a abundância de artrópodes ($\chi^2_{50}=8,66$; $p=0,67$), que foi

apenas afetada pela presença do biocida ($\chi^2_{49}=493,03$; $p=0,001$) (Fig. 5). Com relação às guildas, a área não afetou a riqueza ($\chi^2_{50}=0,30$; $p=0,61$) e abundância ($\chi^2_{50}=0,22$; $p=0,63$) de detritívoros, mas apenas a presença do biocida afetou a riqueza ($\chi^2_{49}=11,73$; $p=0,001$); e a abundância ($\chi^2_{49}=12,43$; $p<0,001$), respectivamente. A abundância de fungívoros também não foi afetada pela área ($\chi^2_{50}=25,65$; $p=0,31$), mas diminuiu com a presença do biocida ($\chi^2_{49}=280,31$; $p<0,001$). A riqueza de fungívoros não foi afetada pela área ou presença de biocida ($p>0,05$).

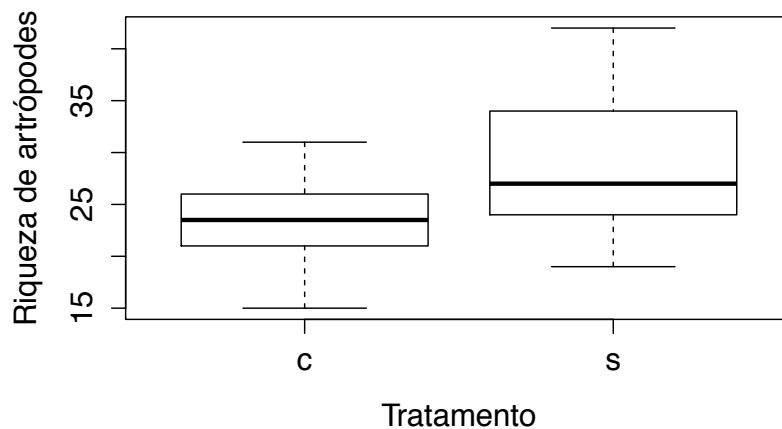


Figura 4. Riqueza de artrópodes na presença e ausência (c – com biocida; s – sem biocida) de biocida ($\chi^2_{50}=13,21$; $p<0,001$).

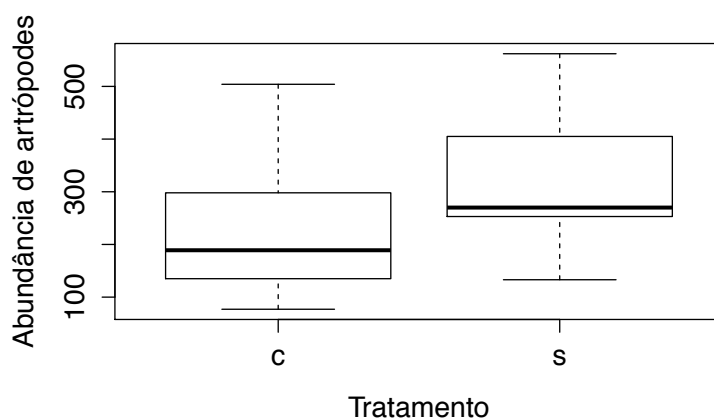


Figura 5. Abundância de artrópodes na presença e ausência (c – com biocida; s – sem biocida) de biocida ($\chi^2_{49}=493,03$; $p=0,001$).

Hipótese 2 - Efeito da riqueza, abundância e guildas de artrópodes sobre a decomposição e liberação de nutrientes

A decomposição da serapilheira não variou em função da riqueza acumulada de artrópodes ($\chi^2_{50}<0,001$; $p=0,19$), apenas em função do biocida ($\chi^2_{49}<0,001$; $p=0,01$). A abundância de artrópodes também não explicou a decomposição da serapilheira ($F_{1,50}=0,054$; $p=0,81$), apenas a presença do biocida ($F_{1,49}=8,11$; $p=0,006$). A riqueza de espécies da guilda de fungívoros também não afetou a decomposição da serapilheira ($F_{1,50}=0,74$; $p=0,39$), apenas biocida ($F_{1,49}=6,36$; $p=0,01$). O mesmo padrão ocorreu para a abundância dos fungívoros ($F_{1,50}=0,05$; $p=0,81$), ($F_{1,49}=9,71$; $p=0,003$). A riqueza de espécies de detritívoros também não afetou a decomposição da serapilheira ($F_{1,50}=0,55$; $p=0,45$), apenas biocida ($F_{1,49}=6,64$; $p=0,01$). O mesmo padrão foi encontrado para a abundância de detritívoros ($F_{1,50}=0,10$; $p=0,74$), ($F_{1,49}=7,26$; $p=0,009$). Todas as outras análises da hipótese 3 não foram significativas ($p>0,05$) (Anexo I).

Discussão

A grande abundância dos Arachnida deveu-se principalmente à presença dos ácaros, organismos extremamente abundantes na serapilheira (Lindo 2010). A segunda classe mais abundante foi Entognatha, representada pelos colêmbolas, já que comumente habitam ambientes úmidos e com matéria orgânica em decomposição. Estes grupos, juntamente com as formigas, são estreitamente associados ao processo de decomposição da serapilheira (Correia & Andrade 1999).

A taxa de decomposição da serapilheira não variou em função da área, mas foi maior nas amostras sem biocida (Fig. 3). Além disso a primeira hipótese não foi confirmada, já que a riqueza e abundância acumuladas de artrópodes foram afetadas negativamente pela presença do biocida, mas não pela área (Fig. 4) e (Fig. 5). Entretanto, a causa para a menor taxa de decomposição onde havia biocida não foi a menor presença de artrópodes, uma vez que a taxa de decomposição não foi afetada nem pela riqueza e nem pela abundância dos mesmos (hipótese 2 também não confirmada).

Até o nosso conhecimento, apenas três trabalhos anteriores a este avaliaram os efeitos da área sobre taxas de decomposição (Wardle et al. 1997, Didham 1998, Wardle et al. 2003). Wardle et al. (1997), que trabalharam em ilhas de Floresta Boreal, encontraram maiores taxas de decomposição com o aumento da área da ilha. Segundo os autores, este padrão deveu-se à maior quantidade de compostos secundários presentes na serapilheira de ilhas menores, bem como à menor biomassa e atividade de microorganismos nessas ilhas. No presente estudo não houve variação na composição de espécies vegetais entre as diferentes parcelas, uma vez que todos os sacos de decomposição continham a mesma mistura das espécies que ocorriam na

área de estudo. Entretanto menor biomassa e atividade de microorganismos podem explicar os padrões encontrados por nós. Aparentemente a atividade e/ou biomassa dos microorganismos decompositores não foi afetada pelo nosso gradiente de área, apenas pelo biocida. Isso porque as taxas de decomposição variaram em função da presença do biocida, e não pela área, e estes microorganismos são os responsáveis diretos pela decomposição (Seastedt 1984). Além disso, há evidências (Seastedt & Crossley 1983, Blair et al. 1989, Kampichler & Bruckner 2009) de que a naftalina afeta negativamente a atividade de microorganismos decompositores. Assim, inferimos que a atividade dos microorganismos decompositores influenciou majoritariamente a taxa de decomposição da serapilheira.

Em outro trabalho relacionando o efeito da área com a decomposição, Didham (1998), trabalhando em fragmentos experimentais na Amazônia Central, encontrou o mesmo padrão de maior decomposição em fragmentos maiores. Parâmetros abióticos como temperatura do ar e umidade da serapilheira, além de parâmetros bióticos como profundidade e biomassa da serapilheira, e densidade de invertebrados, não se correlacionaram com as taxas de decomposição. Sendo assim, o autor argumentou que um maior aporte de serapilheira nos fragmentos menores pode ter causado as menores taxas de decomposição, provavelmente como resultado de mudanças na estrutura da serapilheira e na atividade dos decompositores. Mais uma vez, essa diferença na quantidade de serapilheira provavelmente não ocorreu neste trabalho, uma vez que as áreas experimentais estavam muito próximas entre si.

No terceiro trabalho relacionado ao tema (Wardle et al. 2003), os autores utilizaram epífitas e copas de árvores como ilhas e encontraram padrão oposto aos anteriores, mas esse resultado não é diretamente discutido. A densidade de diferentes grupos de artrópodes variou muito em função da área, de modo que seu efeito sobre a

decomposição não é considerado. Segundo os autores, a composição da comunidade do solo é que deve ser um fator importante na determinação dos processos ecossistêmicos, e o tamanho da área parece afetar as comunidades de decompositores indiretamente.

Como se pode perceber, a relação entre área e decomposição da serapilheira ainda é incipiente e controversa. Entretanto, os resultados dos três estudos anteriores, juntamente com os nossos, suportam a ideia de que a atividade de microorganismos decompositores (Dobranic & Zak 1999, Setälä & McLean 2004, Tiunov & Scheu 2005, Ayres et al. 2010) e a composição química da serapilheira (Wardle et al. 1997, Xuluc-Tolosa et al. 2003, Vasconcelos & Laurance 2005, Bragazza et al. 2007, Pereira 2010), têm importância mais direta no processo de decomposição da serapilheira, e que o efeito da área provavelmente ocorre de maneira indireta sobre esses parâmetros.

As taxas de mineralização do nitrogênio e do carbono também não foram afetadas pelo tamanho da área, riqueza e abundância de artrópodes, e presença do biocida. Esperávamos que o efeito da área fosse indireto sobre a liberação desses nutrientes, intermediado pela riqueza e/ou abundância de artrópodes. Entretanto, a área não afetou a riqueza ou abundância de artrópodes, que não afetaram a liberação de nutrientes. A princípio esses resultados parecem contraditórios, visto que muitos trabalhos falam da importância de artrópodes do solo na ciclagem de nutrientes (Anderson et al. 1983, Seastedt & Crossley 1983, Hasegawa 1996, Irmiler 2000, Hättenschwiler et al. 2005). Apesar disso, Huhta et al. (1998) ressaltam que a mineralização de C e N em florestas de coníferas são parcialmente influenciadas pelas características ecológicas da fauna, e podem não ser dependentes da riqueza de

espécies ou biomassa.

Outros fatores também parecem ser determinantes nas taxas de liberação de nutrientes. Segundo Lovett et al. (2004), as espécies de plantas exercem forte controle sobre a ciclagem de nitrogênio em florestas, processo intermediado pela qualidade da matéria orgânica do solo. Por exemplo, solos produzidos a partir de serapilheira com maior razão lignina:N apresentam menor mineralização de nitrogênio (Scott & Binkley 1997). Compostos fenólicos (Hättenschwiler & Vitousek 2000), maior razão C:N (Bragazza et al. 2007, Parton et al. 2007) e solos ácidos (Lovett et al. 2004) também inibem a mineralização de nitrogênio. Como o solo do local do estudo apresenta pH = 5,38 ($\pm 0,56$) (Pinto et al. 2008), considerado ácido, este fator pode ter sido importante na inibição da mineralização do nitrogênio em todos os tratamentos de área, favorecendo assim o padrão nulo encontrado. Outra possibilidade seria o acréscimo de nitrogênio ao sistema, tanto por bactérias nitrificantes (Bocock 1963) quanto pela chuva (Post et al. 1985), o que anularia os efeitos da liberação deste nutriente.

Por outro lado, Parton et al. (2007) afirmam ainda que a concentração inicial de nitrogênio das folhas da serapilheira é o principal regulador da ciclagem desse nutriente, sendo mais importante do que clima, outras propriedades químicas da serapilheira, condições edáficas ou comunidade de microorganismos. Todas essas variáveis podem ter atuado em conjunto, exercendo maior influência sobre o processo de mineralização, e mascarando uma possível resposta ao gradiente de área. Além disso, microorganismos também são determinantes no processo de ciclagem de nutrientes (Ekschmitt et al. 2001, Loreau et al. 2001, Hättenschwiler et al. 2005). Entretanto acreditamos que seu papel sobre a liberação dos nutrientes neste estudo

tenha sido menor que sobre a decomposição da serapilheira, uma vez que a presença do biocida não afetou a liberação dos nutrientes. Como discutido anteriormente, o biocida influencia negativamente microorganismos decompositores, o que pode ter contribuído para as menores taxas de decomposição nesse tratamento, mas o que não afetou a liberação dos nutrientes avaliados.

Um exemplo da dificuldade de se isolar o efeito da área desses outros fatores sobre a liberação de nutrientes são os resultados conflitantes encontrados por Wardle et al. (1997, 2003). No primeiro trabalho, os autores encontraram menor liberação de nitrogênio e carbono em áreas menores. Já no segundo, o padrão foi o oposto. No presente trabalho, o efeito foi nulo. Sendo assim para se aferir o real efeito da área sobre a liberação desses nutrientes, caso ele exista, acreditamos que um controle ainda maior das variáveis aleatórias deva ser realizado.

Com relação aos artrópodes, sua não influência sobre a taxa de decomposição da serapilheira e mineralização de N e C neste trabalho pode ter advindo da redundância funcional das espécies, característica que acredita-se ser comumente encontrada no solo (Heemsbergen et al. 2004). Em seu trabalho de meta-análise, (Kampichler & Bruckner 2009) concluíram que microartrópodes exercem efeito moderado, mas ainda significativo, na perda de peso da serapilheira. O fato de esse efeito ser apenas moderado pode ser reflexo da ausência de relação entre artrópodes e decomposição em situações de alta diversidade, gerada pela redundância. Outro resultado interessante encontrado por Kampichler & Bruckner (2009) foi o decréscimo do efeito dos artrópodes sobre a decomposição da serapilheira ao longo dos últimos 40 anos. Os autores atribuíram esse resultado tanto a um viés dos autores na escolha de “locais apropriados” para a pesquisa, quanto na publicação de

resultados negativos, por parte dos autores e das revistas, especialmente entre as décadas de 1960 a 1980. Assim, o conhecimento convencional de que os artrópodes têm principalmente efeito positivo sobre a decomposição pode ser uma distorção da realidade (Kampichler & Bruckner 2009). Esse tipo de viés dificulta a busca por padrões e mecanismos. A não influência dos artrópodes sobre essas estimativas de funcionamento também foi verificada quando avaliada por guildas tróficas (detritívoros e fungívoros), o que reforça o menor papel direto dos artrópodes, já que essas guildas seriam as principais atuantes nos processos avaliados (Giller 1996, Correia & Andrade 1999, Zeppelini-Filho & Bellini 2004).

Sugerimos que, caso realmente haja um efeito dos artrópodes sobre processos ecossistêmicos, este deve ser por causa da composição e diversidade funcional, e não pelo número de espécies ou abundância de indivíduos (Cragg & Bardgett 2001, Heemsbergen et al. 2004, Hillebrand & Matthiessen 2009, Mouillot et al. 2011). Em trabalhos prévios na mesma região deste estudo (Silva 2009, Pereira 2010), as autoras não encontraram relação entre a riqueza de espécies de artrópodes e as taxas de decomposição da serapilheira, e concluíram que havia uma redundância funcional das espécies. Nossos resultados suportam essa conclusão já que, mesmo com a redução experimental da riqueza, as medidas de funcionamento avaliadas não se alteraram. Assim, parece que o número de espécies de artrópodes, ao menos nos níveis encontrados na região, não é determinante nos processos do funcionamento dos ecossistemas avaliados, mas provavelmente a qualidade da serapilheira e a comunidade de microorganismos. Desse modo, apoiamos as conclusões de Vasconcelos & Laurance (2005), de que apenas níveis extremos de distúrbios, como por exemplo desmatamentos em grande escala, poderiam causar mudanças microclimáticas fortes o suficiente para inibir a atividade de organismos

decompositores, que então afetaria as taxas de decomposição. Isso também parece ser verdade para a ciclagem do carbono, na qual os efeitos da riqueza de espécie são geralmente fracos e ocorrem apenas em níveis baixos de diversidade, o que não é típico da maioria dos solos (Ayres et al. 2010). De maneira geral, tem se demonstrado que os efeitos benéficos da biodiversidade em condições experimentais saturam-se em níveis moderados a baixos, mesmo quando muitas funções são consideradas simultaneamente (Hector & Bagchi 2007).

Conclusões

Mesmo utilizando uma abordagem manipulativa, que nos permitiu controlar diversas variáveis aleatórias, não verificamos um efeito da área sobre as medidas de funcionamento avaliadas. Assim, sugerimos que a perda de habitat *per se* não prejudica o funcionamento dos ecossistemas, ao menos quanto a certas medidas. Naturalmente isso não exclui a possibilidade de que efeitos secundários advindos da fragmentação, tais como alterações microclimáticas, efeito de borda, isolamento, suscetibilidade a invasão biológica, etc., diminuam o funcionamento dos ecossistemas.

A partir dos nossos resultados e avaliando o conhecimento aceito atualmente, sugerimos que os microorganismos decompositores e a qualidade da serapilheira são provavelmente os principais fatores que determinam as taxas de decomposição e liberação de nutrientes. Artrópodes e fatores abióticos parecem apresentar papel secundário e indireto nesses processos, apesar de muitas vezes serem apontados como elementos-chave. Com relação aos artrópodes isso parece ser devido à redundância funcional, em que a perda de uma espécie é compensada pela ação de outra com papel similar. Ainda assim, a fragmentação de habitats afeta negativamente o

funcionamento dos ecossistemas, devido ao maior isolamento (Staddon et al. 2010), alteração na composição da flora (Wardle et al. 1997) e mudanças microclimáticas, que por sua vez podem afetar a comunidade de microorganismos decompositores (Vasconcelos & Laurance 2005).

Referências

- Anderson, J. M., P. Ineson, & S. A. Huish. 1983. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. *Soil Biology and Biochemistry* **15**:463-467.
- Ayres, E., D. H. Wall, & R. D. Bardgett. 2010. Trophic interactions and their implications for soil carbon fluxes. Page 298 in W. L. Kutsch, M. Bahn, and A. Heinemeyer, editors. *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*. Cambridge University Press, New York.
- Bardgett, R. D. & K. F. Chan. 1999. Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* **31**:1007-1014.
- Blair, J. M., D. A. Crossley Jr, & S. Rider. 1989. Effects of naphthalene on microbial activity and nitrogen pools in soil-litter microcosms. *Soil Biology and Biochemistry* **21**:507-510.
- Bocock, K. L. 1963. Changes in the Amount of Nitrogen in Decomposing Leaf Litter of Sessile Oak (*Quercus petraea*). *Journal of Ecology* **51**:555-566.
- Borror, D. J., D. M. Delong, C. A. Triplehorn, & N. F. Johnson. 2005. Introduction to the study of insects.
- Bragazza, L., C. Siffi, P. Iacumin, & R. Gerdol. 2007. Mass loss and nutrient release during litter decay in peatland: The role of microbial adaptability to litter chemistry. *Soil Biology and Biochemistry* **39**:257-267.
- Burkey, T. V. & D. H. Reed. 2006. The effects of habitat fragmentation on extinction risk: Mechanisms and synthesis. *Songklanakarin Journal of Science and Technology* **28**:9-37.
- Castanho, C. T. & A. A. Oliveira. 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.
- Castro, P. S., O. F. Valente, D. T. Coelho, & R. S. Ramalho. 1983. Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa, MG. *Revista Árvore* **7**:76-88.
- Correia, M. E. F. & A. G. Andrade. 1999. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. Pages 197-225 in G. A. Santos and F. A. O. Camargo, editors. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Genesis, Porto Alegre.
- Cragg, R. G. & R. D. Bardgett. 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. J. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester.
- David, J.-F. & D. Gillon. 2002. Annual feeding rate of the millipede *Glomeris*

- marginata* on holm oak (*Quercus ilex*) leaf litter under Mediterranean conditions. *Pedobiologia* **46**:42-52.
- DeSouza, O., J. H. Schoederer, V. Brown, & R. O. Bierregaard Jr. 2001. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. Pages 13-20 in R. O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy, and R. C. G. Mesquita, editors. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven.
- Didham, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* **116**:397-406.
- Dobranic, J. K. & J. C. Zak. 1999. A Microtiter Plate Procedure for Evaluating Fungal Functional Diversity. *Mycologia* **91**:756-765.
- Ekschmitt, K., A. Klein, B. Pieper, & V. Wolters. 2001. Biodiversity and functioning of ecological communities — why is diversity important in some cases and unimportant in others? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **164**:239-246.
- Fernández, F., editor. 2003. *Introducción a las Hormigas de La región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- Giller, P. S. 1996. The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* **5**:135-168.
- Golfari, L. 1975. Zoneamento ecológico do estado de Minas Gerais para reflorestamento. PRODEPEF. Série Técnica,3, Belo Horizonte: PRODEPEF.
- Gonzales, A., N. Mouquet, & M. Loreau. 2009. Biodiversity as spatial insurance: the effects of habitat fragmentation and dispersal on ecosystem functioning. in S. Naeem, D. E. Bunker, A. Hector, M. Loreau, and C. Perrings, editors. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford University Press, Oxford.
- González, G. & T. R. Seastedt. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* **82**:955-964.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41-49.
- Hasegawa, M. 1996. Carbon and nutrient dynamics in decomposing pine needle litter in relation to fungal and faunal abundances. *Pedobiologia* **40**:171-184.
- Hättenschwiler, S., A. V. Tiunov, & S. Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **36**:191-218.
- Hättenschwiler, S. & P. M. Vitousek. 2000. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* **15**:238-243.
- Hector, A. & R. Bagchi. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* **448**:188-190.
- Heemsbergen, D. A., M. P. Berg, M. Loreau, J. R. van Hal, J. H. Faber, & H. A. Verhoef. 2004. Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science* **306**:1019-1020.
- Hillebrand, H. & B. Matthiessen. 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters* **12**:1405-1419.
- Hölldobler, B. & E. O. Wilson. 1990. *The ants*. Harvard University Press, Cambridge.
- Huhta, V., T. Persson, & H. Setälä. 1998. Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *Applied Soil Ecology* **10**:277-288.
- Irmeler, U. 2000. Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia*

- 44:105-118.
- Kampichler, C. & A. Bruckner. 2009. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological Reviews* **84**:375-389.
- Kutsch, W. L., M. Bahn, & A. Heinemeyer. 2009. Soil carbon relations: an overview. *in* W. L. Kutsch, M. Bahn, and A. Heinemeyer, editors. *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*. Cambridge University Press, New York.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* **141**:1731-1744.
- Lavelle, P. 2002. Functional domains in soils. *Ecological Research* **17**:441-450.
- Likens, G. E. & F. H. Bormann. 1995. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Second edition. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Lindo, Z. 2010. Communities of Oribatida associated with litter 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 Acarology: Proceedings of the 12th International Congress*. Springer, London.
- Loreau, M., S. Naeem, & P. Inchausti. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, & D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* **294**:804-808.
- Louzada, J. I. N. C., J. H. Schoederer, & P. De Marco Jr. 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. *Forest Ecology and Management* **94**:31-36.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown Jr., G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart, & M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pages 257-285 *in* M. Soulé, editor. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Lovett, G. M., K. C. Weathers, M. A. Arthur, & J. C. Schultz. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry* **67**:289-308.
- Mikola, J., R. D. Bardgett, & K. Hedlund. 2002. Biodiversity, ecosystem functioning and soil decomposer food webs. Pages 169-180 *in* M. Loreau, S. Naeem, and P. Inchausti, editors. *Biodiversity and Ecosystem Functioning—Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Mouillot, D., S. b. Villéger, M. Scherer-Lorenzen, & N. W. H. Mason. 2011. Functional Structure of Biological Communities Predicts Ecosystem Multifunctionality. *PLoS ONE* **6**:e17476.
- Naeem, S. 2009. Biodiversity, ecosystem functioning, and ecosystem services. *in* S. A. Levin, editor. *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Parton, W., W. L. Silver, I. C. Burke, L. Grassens, M. E. Harmon, W. S. Currie, J. Y. King, E. C. Adair, L. A. Brandt, S. C. Hart, & B. Fasth. 2007. Global-Scale Similarities in Nitrogen Release Patterns During Long-Term Decomposition. *Science* **315**:361-364.

- 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.
- Pinto, S. I. C., V. M. Sebastião, N. F. Barros, H. C. T. Dias, & S. H. Kunz. 2008. Influence of environmental variables on the shrub and tree species distribution in two Semideciduous Forest sites in Viçosa, Minas Gerais, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* **56**:1557-1569.
- Post, W. M., J. Pastor, P. J. Zinke, & A. G. Stangenberger. 1985. Global patterns of soil nitrogen storage. *Nature* **317**:613-616.
- Quinn, J. F. & S. P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness - evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* **75**:132-140.
- R-Development-Core-Team. 2011. 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/>.
- Rantalainen, M.-L., J. Haimi, H. Fritze, & H. Setälä. 2006. Effects of small-scale habitat fragmentation, habitat corridors and mainland dispersal on soil decomposer organisms. *Applied Soil Ecology* **34**:152-159.
- Ribas, C. R., T. G. Sobrinho, J. H. Schoereder, C. F. Sperber, C. Lopes-Andrade, & S. M. Soares. 2005. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica* **27**:31-41.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans, & S. J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* **78**:1914-1932.
- Schoereder, J. H., T. G. Sobrinho, C. R. Ribas, & R. B. F. Campos. 2004. Colonization and extinction of ant communities in a fragmented landscape. *Austral Ecology* **29**:391-398.
- Scott, N. A. & D. Binkley. 1997. Foliage litter quality and annual net N mineralization: comparison across North American forest sites. *Oecologia* **111**:151-159.
- Seastedt, T. R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology* **29**:25-46.
- Seastedt, T. R. & D. A. J. Crossley. 1983. Nutrients in forest litter treated with naphthalene and simulated throughfall: A field microcosm study. *Soil Biology and Biochemistry* **15**:159-165.
- Setälä, H. & M. McLean. 2004. Decomposition rate of organic substrates in relation to the species diversity of soil saprophytic fungi. *Oecologia* **139**:98-107.
- Silva, E. A. 2009. Efeito da comunidade de artrópodes sobre a taxa de decomposição e liberação de nutrientes. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Sobrinho, T. G. & J. H. Schoereder. 2007. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. *Biodiversity and Conservation* **16**:1459-1470.
- Staddon, P., Z. Lindo, P. D. Crittenden, F. Gilbert, & A. Gonzalez. 2010. Connectivity, non-random extinction and ecosystem function in experimental metacommunities. *Ecology Letters* **13**:543-552.
- Tiunov, A. V. & S. Scheu. 2005. Facilitative interactions rather than resource partitioning drive diversity-functioning relationships in laboratory fungal communities. *Ecology Letters* **8**:618-625.
- Vasconcelos, H. L. & W. F. Laurance. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian

- landscape. *Oecologia* **144**:456-462.
- Veloso, H. P., A. L. R. Rangel Filho, & J. C. A. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Rio de Janeiro.
- Verboom, B. & R. Vanapeldoorn. 1990. Effects of habitat fragmentation on the red squirrel, *Sciurus vulgaris* L. *Landscape Ecology* **4**:171-176.
- Wardle, D. A., G. W. Yeates, G. M. Barker, P. J. Bellingham, K. I. Bonner, & W. M. Williamson. 2003. Island biology and ecosystem functioning in epiphytic soil communities. *Science* **301**:1717-1720.
- Wardle, D. A., O. Zackrisson, G. Hörnberg, & C. Gallet. 1997. The Influence of Island Area on Ecosystem Properties. *Science* **277**:1296-1299.
- Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pages 3-12 *in* W. F. Laurance and R. O. J. Bierregaard, editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Xiong, S. & C. Nilsson. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* **87**:984-994.
- Xuluc-Tolosa, F. J., H. F. M. Vester, N. Ramírez-Marcial, J. Castellanos-Albores, & D. Lawrence. 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.
- Zeppelini-Filho, D. & B. C. Bellini. 2004. Introdução ao estudo dos Collembola. Editora da UFPB, João Pessoa.

Anexo I

Lista das espécies (com as respectivas abundâncias) coletadas na Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso, Viçosa-MG.

Grupo taxonômico	Abundância
ARANAE	Classe Arachnida
aff. Oonops	1
Amaurobiidae	39
<i>Anapistula</i>	1
Araneidae	1
Ctenidae	2
Gamasomorpha	1
<i>Gamasomorphinae (Capitato)</i>	3
Hahniidae	1
Linyphiidae	2
Linyphiidae 1	1
Linyphiidae 2	1
Miturgidae	2
<i>Meioneta</i>	1
<i>Mysmena</i>	1

Mysmenidae	11
Oonopidae	13
Pholcidae	8
Salticidae	9
Scytodidae	9
Stemmops	1
Symphytognathidae	1
Theridiidae	6
Zodaridae	1
Zoridae	5
OPILIONES	
Opiliones sp.1	5
PSEUDOESCORPIONIDA	
Pseudoscorpionida sp.1	73
Pseudoscorpionida sp.2	68
ACARI	
Oribatida	3437
Outros ácaros	5888

	Classe	Abundância
	Malacostraca	
ISOPODA		
Isopoda sp.1		4
Isopoda sp.2		36
Isopoda sp.3		4
Isopoda sp.4		12
Isopoda sp.5		3
Isopoda sp.6		3
Isopoda sp.7		5
Isopoda sp.8		7
Isopoda sp.9		1
Isopoda sp.10		2
Isopoda sp.11		2
Isopoda sp.12		11
Isopoda sp.13		2
Isopoda sp.14		1
Isopoda sp.15		14
Isopoda sp.16		2
Isopoda sp.17		1
Isopoda sp.18		5

Isopoda sp.19	2
Isopoda sp.20	1
Isopoda sp.21	3
Isopoda sp.22	6
Isopoda sp.23	1
Isopoda sp.24	1

Classe Chilopoda

Chilopoda sp.1	11
Chilopoda sp.2	1
Chilopoda sp.3	1

Classe Diplopoda

Diplopoda sp.1	1
Diplopoda sp.2	14
Diplopoda sp.3	1

Classe Entognatha

COLLEMBOLA

Arlea sp.1	44
Brachystomella sp.	16
<i>Campylothorax schaefferi</i>	9
Dicranocentrus sp.1	151
Dicyrtomidae	144
Entomobrya sp.1	9
Entomobrya sp.2	67

COLLEMBOLA

Abundância

Entomobrya sp.3	1
Entomobryidae	119
Folsomides sp.1	2
Folsomina sp.1	2
Friesea sp.1	43
Gisinurus sp.1	150
Isotomidae	58
Isotomiella sp.	280
Lepidonella sp.1	602
Lepidosira sp.1	1
Neanuridae	1
Neelidae	45
Neotropiella sp.1	2
Paronellidae	2
Poduromorpha	15
Pseudosinella sp.1	175
Pseudosinella sp.2	605
Seira sp.	2
Seira sp.1	4
Seira sp.2	84

Seira sp. 3	4
Sminthuridae	5
Sminthurididae	104
Symphyleona	20

Classe Insecta

COLEOPTERA

Aleocharinae sp.1	1
Aphodiinae sp.1	1
Carabidae sp.1	2
Carabidae sp.2	2
Coleoptera sp.1	1
Leiodidae sp.1	1
Leiodidae sp.2	1
Leptodiridae sp.1	1
Leptodiridae sp.2	1
Oxytelinae sp.1	62
Oxytelinae sp.2	10
Oxytelinae sp.3	1
Oxytelinae sp.4	4
Oxytelinae sp.5	1
Oxytelinae sp.6	1
Paederinae sp.1	41
Paederinae sp.2	5
Paederinae sp.3	4

COLEOPTERA

Abundância

Paederinae sp.4	2
Paederinae sp.5	1
Paederinae sp.6	1
Paederinae sp.7	1
Paederinae sp.8	1
Paederinae sp.9	3
Pselaphinae sp.1	9
Pselaphinae sp.2	4
Pselaphinae sp.3	2
Pselaphinae sp.4	2
Pselaphinae sp.5	1
Pselaphinae sp.6	2
Ptiliidae sp.1	3
Ptiliidae sp.2	42
Ptiliidae sp.3	6
Ptiliidae sp.4	16
Ptiliidae sp.5	5
Ptiliidae sp.6	9
Ptiliidae sp.7	1
Scarabaeidae sp.1	1

Scydmaenidae sp.1	8
Scydmaenidae sp.2	8
Scydmaenidae sp.3	1
Tachyporinae sp.1	21
Tachyporinae sp. 2	16
Tachyporinae sp.3	6
Tenebrionidae sp.1	1

ORTHOPTERA

Gryllidae sp.1	1
----------------	---

BLATTODEA

Blattodea sp.1	7
Blattodea sp.2	4
Blattodea sp.3	3
Blattodea sp.4	5
Blattodea sp.5	12
Blattodea sp.6	3
Blattodea sp.7	1
Blattodea sp.8	2
Blattodea sp.9	3
Blattodea sp.10	2
Blattodea sp.11	4
Blattodea sp.12	3
Blattodea sp.13	1

BLATTODEA	Abundância
------------------	-------------------

Blattodea sp.14	3
Blattodea sp.15	2
Blattodea sp.16	5
Blattodea sp.17	5

THYSANOPTERA

Thysanoptera sp.1	6
Thysanoptera sp.2	1

DERMAPTERA

Dermaptera sp.1	1
Dermaptera sp.2	1
Dermaptera sp.3	1
Dermaptera sp.4	1

HEMIPTERA

<i>Heteroptera</i> sp.1	1
<i>Heteroptera</i> sp.2	2

HYMENOPTERA

Formicidae

<i>Anochetus diegensis</i>	1
<i>Carebara</i> sp.1	3
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	1
<i>Ectatomma</i> sp.1	1
<i>Ectatomma</i> sp.2	1
<i>Ectatomma</i> sp.3	2
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	1
<i>Gnamptogenys striatula</i>	2
<i>Hylomyrma reitteri</i>	1
<i>Hypoponera</i> sp.1	1
<i>Hypoponera</i> sp.2	4
<i>Hypoponera</i> sp.3	6
<i>Hypoponera</i> sp.4	4
<i>Hypoponera</i> sp.5	1
<i>Hypoponera</i> sp.6	1
<i>Hypoponera</i> sp.7	2
<i>Hypoponera</i> sp.8	3
<i>Hypoponera</i> sp.9	1
<i>Hypoponera</i> sp.10	4
<i>Hypoponera</i> sp.11	5
<i>Hypoponera</i> sp.12	1
<i>Hypoponera</i> sp.13	1
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	1
<i>Monomorium</i> sp.1	2

Formicidae**Abundância**

<i>Nylanderia pr. fulva</i>	1
<i>Octostruma</i> sp.1	1
<i>Octostruma</i> sp.2	1
<i>Odontomachus brunneus</i>	1
<i>Odontomachus</i> sp.1	1
<i>Pheidole</i> sp.1	8
<i>Pheidole</i> sp.2	3
<i>Pheidole</i> sp.3	3
<i>Pheidole</i> sp.4	3
<i>Pheidole</i> sp.5	2
<i>Pheidole</i> sp.6	1
<i>Pheidole</i> sp.7	1
<i>Pyramica</i> sp.1	12
<i>Pyramica</i> sp.2	5
<i>Pyramica</i> sp.3	2
<i>Pyramica</i> sp.4	1
<i>Solenopsis</i> sp.1	7
<i>Solenopsis</i> sp.2	5
<i>Solenopsis</i> sp.3	7
<i>Solenopsis</i> sp.4	11

<i>Solenopsis sp.5</i>	1
<i>Solenopsis sp.6</i>	26
<i>Solenopsis sp.7</i>	9
<i>Solenopsis sp.8</i>	6
<i>Solenopsis sp.9</i>	5
<i>Solenopsis sp.10</i>	6
<i>Solenopsis sp.11</i>	1
<i>Solenopsis sp.12</i>	2
<i>Solenopsis sp.13</i>	1
<i>Strumigenys sp.1</i>	1
