

ALICE SILVA PEREIRA

**INFLUÊNCIA DA RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PLANTAS
QUE COMPÕEM A SERAPILHEIRA SOBRE A
COMUNIDADE DE ARTRÓPODES E O FUNCIONAMENTO
DOS ECOSISTEMAS**

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
2010

ALICE SILVA PEREIRA

Influência da riqueza de espécies de plantas que compõem a serapilheira sobre a comunidade de artrópodes e o funcionamento dos ecossistemas.

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: 27 de julho de 2010.

Prof. Júlio N. C. Louzada

Dra. Tathiana Guerra Sobrinho
(Co-orientadora)

Prof. Og Francisco Fonseca de Souza

Prof^a. Flávia Maria Silva Carmo

Prof. José Henrique Schoereder
(Orientador)

Dedico, com todo o meu amor, ao meu noivo Estácio.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Viçosa, pela estrutura fornecida para a realização desta dissertação e dos meus estudos de graduação.

À CAPES, pelo provimento da bolsa de estudos.

Ao Professor José Henrique Schoederer, pela orientação, pelos ensinamentos e, acima de tudo, pela amizade e imensa bondade em seu coração.

À Tathiana Guerra Sobrinho, pela co-orientação, pela identificação dos Formicidae e, principalmente, por me dar a honra de poder chamá-la de amiga.

Ao Professor Carlos F. Sperber, pela co-orientação, pelas importantes discussões compartilhadas e por toda a confiança depositada em mim.

Aos membros da banca examinadora, Flávia Maria Carmo, Júlio Louzada e Og de Souza, por se disporem a participar e a colaborar com o trabalho.

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

Ao Carlos, pelo auxílio na identificação dos Coleoptera.

Ao Gabriel Queiroz, pela identificação dos Collembola.

À Lorena Ferrari, pela identificação das famílias de Hemiptera.

À Elisângela, pelo auxílio na triagem dos artrópodes.

Ao funcionário do Laboratório de Dendrologia Ademir, pelo auxílio na coleta do material vegetal e pela grande disposição em ajudar.

Aos professores, estudantes e funcionários do Laboratório de Solos da UFV, pela realização das análises de nutrientes.

Ao Estácio, pela ajuda na montagem do experimento, nas coletas e na triagem do material e pelos apoio, incentivo e amor incondicionais.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Comunidades Ayhama, Clarisse, Danon, Fernando, Lucas Dornellas, Lucas Paolucci, Marcelo, Matheus, Ricardo e Tatianne, pelas contribuições e sugestões e por aturarem meus devaneios.

À Dalana Muscardi, pelas sugestões ao trabalho e pela amizade.

Às secretárias da entomologia, Miriam e à Paula, pela disponibilidade e pela extrema dedicação em ajudar.

Aos funcionários da UFV, em especial ao Sr. Manoel, do Insetário, pelo auxílio, tanto acadêmico quanto pessoal, pela amizade e fidelidade.

À Professora Terezinha M. C. Della Lucia, pela orientação durante a Iniciação Científica e pelo preparo que me proporcionou para a realização do Mestrado.

À Professora Ilka M. F. Soares, pela orientação durante a Iniciação Científica e pela amizade, que perdura até hoje.

Aos meus pais, Ronaldo e Joana, pelo apoio, dedicação, compreensão e pela capacidade de perdoar meus enganos.

À minha irmã Adriana, pela amizade e fidelidade que jamais se perderá e por ter me dado meus sobrinhos Gabriel, Caio e Davi, que ainda está por vir, mas que já ilumina meus dias.

Agradeço também a eles, Gabriel e Caio, por, durante minha trajetória, terem sido fonte de inspiração para continuar lutando e para ter esperanças em um lindo futuro.

À minha avó Ozir, meus tios Maria Lúcia, Cláudio e Marina, pela torcida, pelo incentivo e por estarem sempre presentes.

À minha sogra Maren, à minha cunhada Jaqueline e à Edna, pelas orações e por todo o apoio.

Aos amigos Amanda, Ana Carolina e Antônio, pela paciência durante todos esses anos e por estarem sempre presentes na minha vida. Aos amigos de Viçosa Aldo,

Daniela, Débora, Juliana, Keury, Marcela, Nattália, Paulinho, Poliana, Tônia, entre outros, também muito queridos, que me permitiram uma vida feliz em Viçosa.

E a todos que, de alguma maneira, contribuíram para essa realização, meus sinceros agradecimentos.

Índice

LISTA DE ILUSTRAÇÕES	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	7
3. MATERIAL E MÉTODOS	8
3.1. <i>Local de estudo e desenho experimental</i>	8
3.2. <i>Montagem dos sacos de decomposição</i>	8
3.3. <i>Taxa de decomposição</i>	10
3.4. <i>Taxas de liberação de nutrientes</i>	10
3.5. <i>Riqueza e abundância de artrópodes</i>	12
3.6. <i>Composição da comunidade de artrópodes</i>	13
4. RESULTADOS	16
4.1. <i>Fauna de artrópodes de serapilheira</i>	16
4.2. <i>Influência da riqueza de espécies de plantas da serapilheira sobre as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes</i>	19
4.3. <i>Influência da riqueza de espécies de plantas da serapilheira sobre a abundância e a riqueza de espécies de artrópodes e destas sobre a taxa de decomposição</i>	22
4.4. <i>Influência da riqueza e da composição de espécies de plantas da serapilheira sobre a composição da comunidade de artrópodes</i>	27
5. DISCUSSÃO	30
6. CONCLUSÕES	39
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40
Anexo 1 – Lista das espécies/morfoespécies de artrópodes coletadas	45
Anexo 2 – Sorteio das espécies de plantas nos sacos de decomposição	49

Lista de ilustrações

Tabela 1: Divisão da fauna de artrópodes em relação ao hábito alimentares e as respectivas abundância e riqueza de espécies.	17
Figura 1: Representações gráficas das hipóteses que descrevem a relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas.	2
Figura 2: Proposta de fluxograma da teia trófica de serapilheira.	6
Figura 3: Imagens do desenho experimental.	15
Figura 4: Relação entre a taxa de decomposição e a riqueza de espécies de plantas compondo a serapilheira	19
Figura 5: Relação entre a taxa de liberação de nitrogênio e a riqueza de espécies de plantas compondo a serapilheira.	20
Figura 6: Relação entre a taxa de liberação de fósforo e a riqueza de espécies de plantas.	20
Figura 7: Relação entre a taxa de liberação de cálcio e a riqueza de espécies de plantas.	21
Figura 8: Relação entre a taxa de liberação de carbono e a riqueza de espécies de plantas.	21
Figura 9: Relação entre a abundância de artrópodes e a riqueza de espécies de plantas na serapilheira.	23
Figura 10: Relação entre taxa de decomposição e abundância de artrópodes.	24
Figura 11: Relação entre abundância de fungívoros e riqueza de espécies de plantas na serapilheira.	24
Figura 12: Relação entre a taxa de decomposição e a abundância de fungívoros.	25
Figura 13: Relação entre a taxa de decomposição e a riqueza de espécies de fungívoros.	25
Figura 14: Relação entre a abundância de fungívoros e a abundância de predadores	26
Figura 15: Relação entre a abundância de fungívoros e a riqueza de espécies de predadores.	26
Figura 16: Relação entre a riqueza de espécies de fungívoros e a riqueza de espécies de predadores	27
Figura 17: Relação entre a composição de artrópodes nas amostras com diferentes riquezas de espécies de plantas.	28
Figura 18: Relação entre a similaridade da composição de artrópodes e a similaridade da composição de plantas entre as amostras de mesma riqueza de espécies de plantas e de diferentes pontos amostrais	29

Resumo

PEREIRA, Alice Silva; M.Sc.; Universidade Federal de Viçosa; julho de 2010.

Influência da riqueza de espécies de plantas que compõem a serapilheira sobre a comunidade de artrópodes e o funcionamento dos ecossistemas.

Orientador: José Henrique Schoereder. Co-orientadores: Carlos Frankl Sperber e Tathiana Guerra Sobrinho.

O aumento da perda de espécies tem levado à expansão de um novo questionamento acerca da importância da biodiversidade sobre o funcionamento dos ecossistemas. Assim, objetivou-se, com este trabalho, avaliar se a riqueza de espécies de plantas na serapilheira afeta positivamente as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes. Além disso, pretendeu-se verificar se esta relação se dá através do aumento da abundância e/ou da riqueza de espécies total de artrópodes, e/ou separados nas guildas de detritívoros, fungívoros e predadores. Também foi verificada a influência da riqueza e da composição de espécies de plantas sobre a composição de artrópodes. A riqueza de espécies de plantas afetou positivamente as taxas de decomposição e de liberação de nitrogênio, fósforo, cálcio e carbono. Além disso, influenciou positivamente a abundância de artrópodes como um todo e da guilda de fungívoros. Este aumento da abundância, em ambos os casos, levou a um aumento da taxa de decomposição. A composição de artrópodes não diferiu entre amostras com diferentes riquezas de espécies de plantas, mas houve um aumento da similaridade da composição de artrópodes com o aumento da similaridade de plantas. Estes resultados indicam que as espécies de plantas afetam de modo único a decomposição e a liberação de alguns nutrientes e que esta relação pode se dar através do aumento da abundância de artrópodes como um todo e/ou da guilda de fungívoros. Além disso, sugerem a importância da separação criteriosa das guildas de artrópodes e de sua análise

individual. Ainda, os artrópodes parecem ser seletivos, uma vez que diferentes espécies de artrópodes estão relacionadas a diferentes espécies de plantas no substrato.

Abstract

PEREIRA, Alice Silva, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2010. **Plant litter species richness influence over arthropods community and ecosystems functioning.** Advisor: José Henrique Schoederer. Co-advisors: Carlos Frankl Sperber and Tathiana Guerra Sobrinho.

With the increasing species loss, a new question emerged on the rule of biodiversity on ecosystem functioning. Thus, this work aimed evaluate if litter species richness affects positively decomposition and nutrient release rates and if this relationship is made by increasing arthropods abundance and/or species richness separated or no into the guilds fungivores, detritivores and predators. So, it was verified the effects of plant richness and composition on arthropods composition. The increase of plant species richness led to increase of decomposition and nitrogen, phosphorus, calcium and carbon rates. Furthermore, it led to increase arthropods abundance at all and of the fungivores guild and this increase led to increased decomposition rate. Arthropods composition didn't differ between samples with different plant species richness, but there was an increase on arthropods composition similarity with the increasing plant composition similarity. These results indicate that plant species richness affects decomposition and nutrient release and that relation is made by the increasing arthropods abundance, mainly fungivores. Fungivores affect decomposition on a positive way. Besides, arthropods seem to be selective, since different species are related to different plant species.

1. INTRODUÇÃO

Os estudos acerca da biodiversidade têm passado por diferentes fases. Até a década de 80, os ecólogos buscavam, principalmente, decifrar padrões temporais e espaciais de riqueza de espécies delimitados por parâmetros físicos e biológicos. Em um outro momento, durante as décadas de 80 e 90, o foco dos estudos passou a ser as consequências das atividades antrópicas sobre a biodiversidade, tanto a nível local quanto a nível global (Statzner & Moss, 2003).

No entanto, com o aumento da intensidade das atividades antrópicas e da taxa de extinção de espécies provocada por elas, um novo questionamento emergiu acerca dos efeitos destas perdas de biodiversidade sobre os ecossistemas naturais. Esta nova linha de pesquisa, denominada Biodiversidade e Funcionamento de Ecossistemas (BEF – *Biodiversity and Ecosystem Functioning*) visa responder como a comunidade biológica, particularmente a biodiversidade, afeta processos como a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia, ligando as pesquisas de biodiversidade às de ecologia de ecossistemas, ramo que, até então, vinha se desenvolvendo separadamente (Pimm, 1984; Lawton et al., 1994).

Esta mudança de paradigma ocasionou um aumento significativo do número de pesquisas publicadas nesta área nos últimos anos (Schwartz et al., 2000). A partir destas pesquisas, foram geradas inúmeras hipóteses para explicar como essa influência pode se dar (neutra, positiva ou negativa) e o formato da relação entre as variáveis. Estas hipóteses foram organizadas em cinco hipóteses gerais (Schlapfer & Schmid 1999; Giller & O' Donovan 2002; Loreau et al. 2002; Naeem et al. 2002), descritas a seguir (Figura 1).

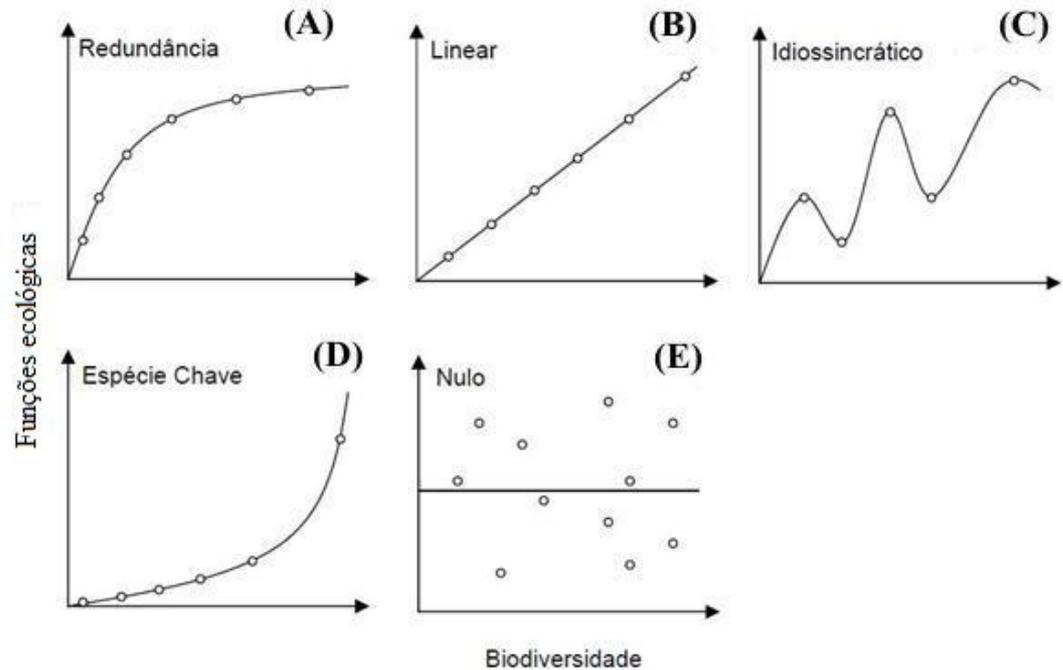


Figura 1: Representações gráficas das hipóteses que descrevem a relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas. Modificado de Loreau et al. (2002).

A primeira hipótese (Figura 1A) 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. Assim, as espécies poderiam ser perdidas sem que o funcionamento dos ecossistemas sofresse alterações, contando que fosse mantida, pelo menos, uma espécie de cada grupo funcional. Nesse caso, o aumento da riqueza de espécies a partir de certo ponto, ou seja, mais que um representante de cada grupo funcional, não ocasionaria aumento do funcionamento. O benefício em se manter uma alta riqueza de espécies estaria, na realidade, mais relacionado ao aumento da probabilidade de manutenção do funcionamento do ecossistema caso houvesse uma modificação ambiental (Fonseca & Ganade, 2001), funcionando como um “seguro biológico”.

Outra linha de raciocínio sustenta que as espécies, embora possam parecer idênticas, são suficientemente diferentes para serem únicas em termos de sua

importância para o ecossistema. Esta ideia foi fragmentada em duas hipóteses que variam com relação ao formato da curva gerada pelo aumento do funcionamento em função do aumento da biodiversidade. A hipótese da linearidade (Figura 1B) pressupõe que as espécies são igualmente únicas e que, portanto, a perda de uma espécie levaria à diminuição do funcionamento do ecossistema e esta diminuição seria constante com a recorrência desta perda. Nesse caso, a identidade das espécies perdidas não afetaria particularmente o funcionamento do ecossistema. Já a hipótese das espécies-chave (Figura 1D) preconiza que algumas espécies são mais eficientes, em seus papéis funcionais, do que outras, modificando de forma mais intensa o funcionamento do ecossistema. Dessa forma, é esperada uma diminuição desproporcional do funcionamento com a perda de espécie, dependendo não só do número de espécies perdidas, como também de quais espécies são estas (Solé & Montoya, 2001; Allesina et al., 2004).

A quarta hipótese, denominada hipótese da idiosincrasia (Figura 1C), pressupõe que os papéis das espécies são dependentes do contexto e que, portanto, o resultado do aumento da riqueza de espécies é idiosincrático ou imprevisível. De acordo com essa hipótese, o impacto da perda ou da adição de espécies depende das condições locais (por exemplo, composição da comunidade, fertilidade do solo e regime de perturbações) (Lawton et al., 1994). Estão incluídas neste grupo as hipóteses, cuja relação entre as variáveis não gera uma trajetória monotônica, de modo que a curva apresenta diferentes porções.

Por fim, a hipótese nula (Figura 1E) para todos os padrões acima apresentados sugere que não há relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas, ou seja, os processos dos ecossistemas são indiferentes ao número e à composição das espécies na comunidade (Huston et al., 2000).

Analisando os trabalhos que estudaram a relação entre essas variáveis, muitos resultados mostram-se divergentes e podem-se perceber algumas lacunas no conhecimento. Isso se deve ao fato de que ambos os termos, biodiversidade e funcionamento de ecossistemas, se referem a uma ampla gama de situações, que são avaliadas em diferentes contextos e acabam não sendo completamente abrangidas na literatura (Bengtsson, 1998; Balvanera et al., 2006). Por exemplo, a maior parte das pesquisas envolve a criação de comunidades de plantas com diferentes riquezas de espécies e a análise da produtividade primária e da biomassa acumulada (Joliffe, 1997; Balvanera et al., 2006; Jiang et al., 2007). Estudos feitos com outros níveis tróficos são menos comuns do que com plantas (Mikola et al., 2002). Assim, os processos dos ecossistemas mais estudados certamente são os que envolvem as atividades dos produtores primários, como por exemplo, a retenção de nutrientes e a produtividade primária. Embora outros processos também já tenham sido analisados, estes estudos são menos frequentes e deixam algumas questões em aberto (Huston, 1997; Benstead et al., 2009; Jacob et al., 2009).

Tais lacunas se tornam ainda mais proeminentes quando se analisam os componentes de um ecossistema de forma detalhada, levando em consideração as interações entre eles e seus possíveis efeitos sobre os processos ecossistêmicos.

Em um ecossistema, esses componentes interagem de maneira mais forte entre si do que com componentes externos. Assim, a energia solar utilizada pelos produtores flui através dos níveis tróficos e é aproveitada por eles na realização de atividades. Da mesma maneira, os nutrientes que entram no ecossistema são transformados em matéria orgânica através de processos autotróficos, aproveitados pelos organismos heterótrofos e novamente disponibilizados aos produtores através da decomposição.

A partir desta análise, pode-se perceber que pouco se sabe, na realidade, a respeito da importância da biodiversidade para diversos processos e componentes ecossistêmicos, como, por exemplo, as taxas de consumo e de decomposição.

Em ecossistemas terrestres, o *input* de nutrientes causado pela decomposição da serapilheira é uma das principais vias de retorno de matéria para a o ecossistema (Xiong & Nilsson, 1999). Este sistema mantém uma comunidade extraordinariamente diversa e abundante de organismos conectados por interações altamente complexas. Tal comunidade inclui micro-organismos decompositores (bactérias e fungos), que servem de alimento para artrópodes microbívoros (detritívoros, fungívoros e bacterióvoros), que, por sua vez, são consumidos por predadores (Kaspari, 2004).

Os componentes desta teia trófica podem afetar a taxa de decomposição de diversas maneiras: os produtores podem afetar a decomposição através do aumento da abundância e/ou da riqueza de espécies de micro-organismos decompositores (Eisenhauer et al., 2010). Este aumento de micro-organismos pode, por si só, alterar a decomposição uma vez que eles atuam diretamente sobre o substrato. No entanto, estes organismos podem levar a um aumento da abundância e/ou da riqueza de espécies de artrópodes microbívoros e, conseqüentemente, de seus predadores (controle *bottom-up*). Por outro lado, o aumento da abundância e/ou da riqueza de espécies de predadores poderá influenciar os microbívoros e estes, por sua vez, poderão afetar a comunidade microbiana (controle *top-down*) (Figura 1).

Dentre os artrópodes microbívoros, as diferentes guildas podem afetar a comunidade microbiana de diferentes maneiras (Bardgett & Chan, 1999). Os fungívoros e bacterióvoros consomem unicamente os micro-organismos, causando efeitos negativos sobre sua abundância. Além disso, podem levar a uma diminuição da riqueza de espécies de suas presas devido à intensa predação ou, ainda, a um aumento desta

riqueza via controle de espécies mais competitivas e mediação da coexistência. Já os detritívoros, consomem, juntamente com o filme de micro-organismos, uma parcela do substrato vegetal, liberando-a através de defecação. Portanto, além dos efeitos negativos causados pela predação, esses organismos podem levar a uma maior compartimentalização deste substrato e a maiores abundância e riqueza de espécies de decompositores.

Apesar dessas diferenças entre as guildas, a maioria dos trabalhos que estuda a fauna de artrópodes de serapilheira analisa a comunidade como um todo (por exemplo, Ferreira & Marques, 1998) sem verificar as respostas e os efeitos individuais das diferentes guildas.

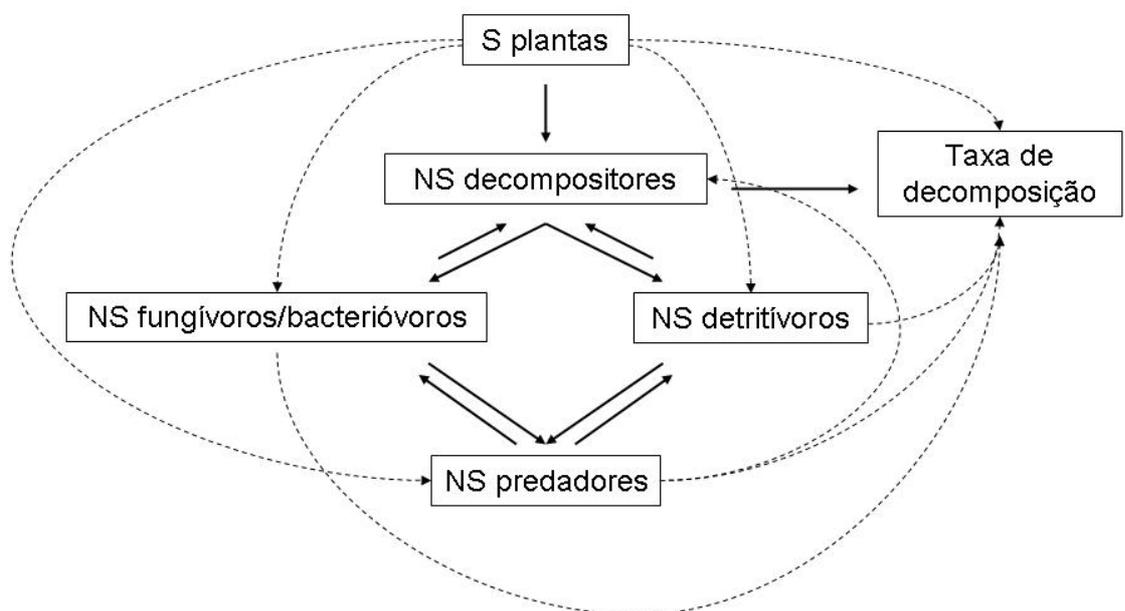


Figura 2: Proposta de fluxograma da teia trófica de serapilheira envolvendo produtores, decompositores e as principais guildas de artrópodes. N se refere à abundância e S, à riqueza de espécies em cada guilda. A direção das setas mostra o efeito de um nível trófico sobre outro. As linhas tracejadas indicam efeitos indiretos, e as inteiras, efeitos diretos.

2. OBJETIVOS

Testar o pressuposto de que a riqueza de espécies de plantas que compõem a serapilheira influencia positivamente as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes. Além disso, verificar as seguintes hipóteses explicativas para este pressuposto:

- A riqueza de espécies de plantas afeta positivamente a abundância e/ou a riqueza de espécies de artrópodes de serapilheira e estes, por sua vez, influenciam positivamente a taxa de decomposição;
 - A riqueza de espécies de plantas afeta positivamente a abundância e/ou a riqueza de espécies de detritívoros que, por sua vez, leva a um aumento da taxa de decomposição;
 - A riqueza de espécies de plantas afeta positivamente a abundância e/ou a riqueza de espécies de fungívoros e este aumento leva a um aumento na taxa de decomposição
 - O aumento da riqueza de espécies de plantas leva a um aumento da abundância e/ou riqueza de espécies de predadores, que modificam a dinâmica das guildas de detritívoros e/ou fungívoros, aumentando a taxa de decomposição;
- Com o aumento da riqueza de espécies de plantas na serapilheira, há uma modificação da composição da comunidade de artrópodes;
- Há relação entre a composição de artrópodes e a composição de espécies de plantas na serapilheira.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local do estudo e desenho experimental

O estudo foi desenvolvido na Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso (20°45'S e 42°55'W), no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Trata-se de um fragmento florestal de cerca de 195 ha, cuja vegetação é composta por trechos de Floresta Estacional Semidecidual Montana, pertencente ao Bioma Mata Atlântica (Veloso et al., 1991).

No interior deste fragmento, foram escolhidos cinco pontos de 2m x 1m espaçados em, no mínimo, cinco metros entre si. Na escolha dos pontos, foram utilizadas áreas que sofriam diferentes influências biológicas e antrópicas, como interior de mata e clareira. Estes pontos tiveram toda a serapilheira removida e foram cobertos com sombrite para evitar a queda de folhas de outras espécies (Figura 3A).

Em cada ponto amostral, foram colocados 45 sacos de serapilheira, sendo nove de cada riqueza de espécies de plantas (uma, duas, quatro, oito ou 16 espécies) (Figura 3B). A cada coleta, um saco de decomposição de cada riqueza de espécies de plantas era retirado em cada ponto.

Foram realizadas nove coletas, a cada 21 dias, totalizando 189 dias de experimento e 225 amostras, de julho de 2009 a janeiro de 2010.

3.2. Montagem dos sacos de decomposição

O material foliar foi coletado em meados de maio de 2009 no Laboratório de Dendrologia da Universidade Federal de Viçosa. Foram utilizadas folhas das seguintes espécies de plantas: *Luehea grandiflora* (Tiliaceae), *Aegiphila sellowiana* (Verbenaceae), *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae), *Tibouchina granulosa* (Melastomataceae), *Vernonia diffusa* (Compositae), *Alchornea triplinervia*

(Euphorbiaceae), *Xylopia sericea* (Annonaceae), *Miconia cinnamomifolia* (Melastomataceae), *Vismia guianensis* (Guttifera), *Ficus microcarpa* (Moraceae), *Rollinia sylvatica* (Annonaceae), *Cariniana parvifolia* (Lecythidaceae), *Erythroxylum pelleterianum* (Erythroxylaceae), *Psychotria sessilis* (Rubiaceae), *Guareae guidonia* (Meliaceae) e *Piper* sp. (Piperaceae). Estas espécies foram escolhidas por serem frequentes no interior do fragmento. Sua frequência foi reconhecida tanto por observações pessoais quanto por pesquisa bibliográfica (Pereira et al., 2006; Marangon et al., 2007). Além disso, espécies que apresentavam folíolos muito pequenos foram descartadas para que não houvesse grande perda de material.

Após a coleta, as folhas foram secas em estufa a 60°C, durante 72 horas e colocadas em sacos feitos de tela de nylon com malha de quatro milímetros, nas dimensões de 25 cm x 25 cm (Figura 3C). Em cada saco, foi colocada uma etiqueta de identificação. As etiquetas de sacos com diferentes riquezas de espécies de plantas tinham cores diferentes para auxiliar a retirada dos sacos de cada riqueza durante as coletas.

A quantidade de cada espécie nos sacos foi distribuída da seguinte maneira: os sacos com uma espécie continham 10 gramas de material foliar desta espécie; nos sacos com duas espécies, cada espécie foi representada por cinco gramas de peso seco; nos sacos com quatro espécies, havia 2,5 gramas de cada uma delas; com oito espécies, os sacos recebiam 1,25 gramas de cada uma delas e, por fim, os sacos com 16 espécies apresentavam 0,625 gramas de cada representante.

As espécies de plantas utilizadas em cada riqueza e em cada ponto foram sorteadas, de modo que as repetições de riqueza de espécies, os diferentes pontos, não refletissem necessariamente repetições da composição de espécies de plantas (Anexo 2).

Além disso, foi montado, através do mesmo procedimento, mais um saco de serapilheira de cada riqueza de cada ponto, a fim de obter-se um controle das quantidades iniciais de nutrientes.

3.3. Taxa de decomposição

O conteúdo dos sacos retirados em cada coleta foi novamente seco em estufa a 60°C por 72 horas. Este material foi pesado em balança de precisão e o peso de cada amostra, relacionado com o peso inicial de 10 gramas e com o tempo de exposição do material no campo através do modelo (peso da amostra/peso inicial)~tempo. Este procedimento foi realizado a fim de se obter a taxa de decomposição do material foliar ao longo do tempo de cada riqueza de espécies de plantas, de cada ponto amostral.

Foi utilizada distribuição de erros binomial, uma vez que a variável resposta era uma razão (peso da amostra/peso inicial). Sempre que o modelo foi significativo, a inclinação da reta gerada foi utilizada como estimativa do coeficiente de decomposição (k) para cada riqueza de espécies de plantas de cada ponto, conforme metodologia proposta por Louzada et al. (1997). Este 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. Quando o modelo não foi significativo a taxa de perda de peso foi considerada igual a zero.

Posteriormente, os coeficientes calculados foram colocados como variável resposta em um modelo linear generalizado, com erros normais, cuja variável explicativa era a riqueza de espécies de plantas. Com este teste, pretendeu-se verificar se o aumento da riqueza de espécies de plantas levava a um aumento na taxa de decomposição.

3.4. Taxas de liberação de nutrientes

Após a pesagem do material proveniente do campo, este foi levado ao Laboratório de Análises do Solo da Universidade Federal de Viçosa, onde as quantidades dos nutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e carbono (C) das amostras e do controle foram determinadas.

Da mesma maneira que a taxa de decomposição, foi estimada a taxa de liberação de cada um destes nutrientes (n_i). Isto foi feito com a utilização de sua quantidade na amostra, variável resposta, em função do tempo de exposição no campo, variável explicativa (Louzada et al., 1997). As quantidades de cada nutriente nas amostras controle foram utilizadas como correspondentes ao tempo zero de exposição no campo. Neste caso, foi utilizada a distribuição normal de erros. Isso foi feito porque, para nutrientes, não há um limite máximo tão bem definido, uma vez que pode haver aporte através de diversos processos.

Quando o modelo acima era significativo, os coeficientes calculados foram utilizados como variável resposta em um modelo linear generalizado, cuja variável explicativa era a riqueza de espécies de plantas. Assim, pôde-se verificar se o aumento da riqueza de espécies de plantas ocasionava um aumento da liberação de nutrientes. Da mesma maneira que no item 3.3, foi utilizada distribuição normal de erros.

A razão C:N é bastante utilizada na literatura como medida de qualidade de recursos para micro-organismos decompositores (Eiland et al., 2001). Sendo assim, também foi verificado se a razão C:N aumentava com o aumento da riqueza de espécies de plantas, o que poderia indicar maior qualidade nutricional deste substrato. Para isso, foi calculada a razão entre a quantidade de carbono e a quantidade de nitrogênio nas amostras controle de cada riqueza de cada ponto. Os resultados deste cálculo foram utilizados como variável resposta em relação à variável explicativa riqueza de espécies

de plantas. Também foi testado se o substrato se tornava mais nutritivo ao longo do tempo em amostras com maior riqueza de espécies de plantas. Para tanto, foi calculada a razão entre a quantidade de carbono e a quantidade de nitrogênio em cada amostra. Estes valores foram utilizados como resposta em função do tempo de exposição da amostra no campo. Da mesma maneira que foi feito o cálculo da taxa de liberação, calculou-se uma taxa de variação do C:N ao longo do tempo para cada riqueza de espécies de plantas de cada ponto amostral. Essa taxa foi, posteriormente, utilizada como variável resposta em um modelo linear generalizado, cuja variável explicativa era a riqueza de espécies de plantas.

3.5. Riqueza e abundância de artrópodes

As amostras retiradas do campo foram depositadas em funis de Berlese, durante sete dias, para extrair os artrópodes presentes, que foram acondicionados em recipientes identificados contendo álcool 70%.

Em seguida, estes artrópodes foram triados, identificados até o nível taxonômico de maior detalhamento possível (Borror et al., 2005; Bolton et. al., 2006) e separados conforme seu hábito alimentar (Hölldobler & Wilson, 1991; Lavelle, 2002; Borror et al., 2005). Os Collembola, os Araneae e os Hemiptera foram enviados para 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 a cada riqueza de espécies de plantas, de cada ponto, utilizando todas as nove amostras feitas. Dessa forma, os artrópodes foram contabilizados de modo cumulativo, tanto em abundância quanto em riqueza de espécies.

Posteriormente, verificou-se se a riqueza de espécies de plantas na serapilheira afeta positivamente a abundância e a riqueza de espécies de artrópodes total e de cada guilda (fungívoros, detritívoros e predadores). Para isso, foram ajustados modelos lineares generalizados utilizando a riqueza de espécies de plantas como variável explicativa e a abundância e a riqueza de espécies de artrópodes como variáveis respostas. Foi utilizada a distribuição de erros Poisson.

Além disso, foi verificado se a riqueza de espécies e a abundância destes grupos afetam a taxa de decomposição. Para isso, os coeficientes de decomposição calculados no item 3.3 foram utilizados como variável resposta em um modelo linear generalizado. As variáveis explicativas foram tanto a riqueza quanto a abundância de artrópodes i) da comunidade como um todo, ii) da guilda de detritívoros, iii) da guilda de fungívoros, iv) da guilda de predadores.

3.6. Composição da comunidade de artrópodes

Foram feitas duas análises diferentes para se verificar o efeito da serapilheira sobre a composição de artrópodes.

Em primeiro lugar, o efeito da riqueza de espécies de plantas sobre a composição de espécies de artrópodes foi verificado através de uma Análise de NMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*) efetuada no software PAST (Hammer, 2001). Para tanto, foi construída uma planilha de presença/ausência de todos os taxa coletados em cada ponto e em cada riqueza de espécies de plantas. Caso a riqueza de espécies de plantas tivesse um efeito sobre a composição de espécies de artrópodes de serapilheira, esperava-se que amostras de igual riqueza fossem mais semelhantes do que amostras de riquezas diferentes. Foram feitas análises da composição de todos os artrópodes e de cada guilda separadamente.

Em um outro momento, pretendeu-se verificar se havia uma relação da composição de artrópodes com a composição de plantas na serapilheira. Para isso, foi feita uma análise de regressão, na qual a variável explicativa era a similaridade da composição de plantas e a variável resposta, a similaridade da composição de artrópodes entre amostras de diferentes pontos, mas de mesma riqueza.

Como as espécies de plantas que compunham diferentes riquezas de plantas e pontos foram sorteadas do mesmo grupo de espécies, a similaridade da composição entre os pontos foi maior quanto maior foi a riqueza de espécies de plantas nos sacos. Assim, sacos com uma espécie de diferentes pontos tinham similaridade zero, enquanto os sacos de 16 espécies tinham similaridade 1 (100%).

Assim, caso a similaridade da composição de artrópodes aumentasse com o aumento da similaridade da composição de plantas, poder-se-ia concluir que há uma relação entre a composição de artrópodes e de plantas.

Para o cálculo da similaridade foi utilizado o pacote ‘vegan’ (Oksanen et al., 2007), com índice de similaridade de Bray-Curtis. Este índice calcula as similaridades “par a par”, que foram utilizadas no cálculo da similaridade média entre sacos com mesma riqueza, de diferentes ponto.

Todas as análises descritas, exceto a primeira análise de composição, foram efetuadas no programa R (R Development Core Team, 2007) e seguidas de análise de resíduos para verificar a adequação dos modelos e das distribuições utilizadas. Foi utilizado, para todos os testes, o nível crítico de significância de 0,05.



Figura 3: Imagens do desenho experimental, mostrando: **A:** um ponto amostral de 2m x 1m, coberto com sombrite; **B:** disposição dos sacos de serapilheira no ponto amostral; **C:** saco de serapilheira contendo folhas e etiqueta de identificação (em azul) (Fotos: Estácio Hagge).

4. RESULTADOS

4.1. *Fauna de artrópodes de serapilheira*

Foram coletadas e identificadas 143 espécies ou morfoespécies de artrópodes pertencentes a oito classes: (i) Arachnida, (ii) Chilopoda, (iii) Diplopoda, (iv) Entognatha, (v) Insecta, (vi) Malacostraca, (vii) Pauropoda e (viii) Symphyla (Anexo 1). A classe que apresentou maior abundância foi Entognatha (2090 indivíduos), seguida por Insecta (543 indivíduos), Malacostraca (401 indivíduos), Arachnida (334 indivíduos), Diplopoda (170 indivíduos), Chilopoda (71 indivíduos), Symphyla (24 indivíduos) e Pauropoda (1 indivíduo). Estes organismos foram separados nas guildas de detritívoros, fungívoros e predadores e os taxa que apresentavam hábitos alimentares diferentes ou indefinidos foram incluídos no grupo de outros hábitos (Tabela 1).

Os Entognata foram representados pela ordem Collembola, antigamente incluídos na classe Insecta. São organismos associados a ambientes úmidos, sendo que algumas espécies são aquáticas, e se alimentam de hifas de fungos em matéria orgânica em decomposição (Hopkin, 1997; Zeppelini-Filho & Bellini, 2004).

Dentre os Insecta, as ordens mais representativas foram Coleoptera, Hymenoptera, Hemiptera, Blattodea e Orthoptera. Além destas, foram coletados exemplares de Psocoptera, Thysanoptera e Embiina.

A ordem Coleoptera foi representada por 15 famílias, apresentando hábitos alimentares diversos. As principais famílias foram Bostrichidae, Carabidae, Histeridae, Nitidulidae, Passalidae, Ptiliidae, Scarabaeidae, Staphylinidae e Tenebrionidae.

Os Hymenoptera foram representados pela família Formicidae, com espécies pertencentes a 19 gêneros distribuídos em cinco subfamílias. A subfamília que apresentou maior representatividade foi Myrmicinae, sendo o hábito alimentar das espécies coletadas onívoro e predador.

Também foram coletados indivíduos da ordem Isopoda, representantes dos Malacostraca. Estes organismos são classificados como detritívoros, uma vez que fragmentam o detrito vegetal ao consumir o filme de micro-organismos (Zimmer et al 2005; Pieper & Weigmann, 2008).

Os Arachnidae coletados e identificados pertencem às ordens Araneae, Opiliones e Pseudoescorpionida. Estes organismos foram classificados como predadores (Borror et al., 2005). Foram também coletados muitos Acari, mas como sua identificação exige um detalhamento que foge ao escopo deste trabalho, eles não foram incluídos nas análises.

Os organismos das classes Diplopoda, Symphyla e Pauropoda foram classificados como detritívoros e da classe Chilopoda, como predadores (Borror et al., 2005).

Tabela 1: Divisão da fauna de artrópodes em relação ao hábito alimentar e as respectivas abundância e riqueza de espécies.

HÁBITO ALIMENTAR	TAXA	ABUNDÂNCIA (NÚMERO DE INDIVÍDUOS)	RIQUEZA (NÚMERO DE ESPÉCIES / MORFOESPÉCIES)
Detritívoro	Coleoptera (Bostrichidae, Nitidulidae, Scarabaeidae, Tenebrionidae); Diplopoda; Isopoda; Orthoptera; Pauropoda; Psocoptera; Symphyla.	666	16
Fungívoro	Coleoptera (Erotylidae, Leiodidae Ptiliidae); Collembola.	2145	33

Predador	Araneae; Opiliones; Pseudoescorpionida; Chilopoda; Hymenoptera Formicidae (<i>Anochetus</i> sp., <i>Ectatomma</i> sp., <i>Eurhopalothrix</i> sp., <i>Gnamptogenys</i> sp., <i>Hypoconera</i> sp., <i>Octostruma</i> sp., <i>Odontomachus</i> sp., <i>Pyramica</i> sp., <i>Strumigenys</i> sp.); Coleoptera (Histeridae, Passalidae, Staphylinidae); Hemiptera (Anthocoridae, Dipsocoridae, Gelastocoridae, Schizopteridae).	765	70
Outros hábitos	Dermaptera; Hymenoptera Formicidae (<i>Apterostigma</i> , <i>Cyphomyrmex</i> , <i>Mirmelachista</i> , <i>Pheidole</i> , <i>Pseudomyrmex</i> , <i>Solenopsis</i> , Hemiptera (Cydnidae, Miridae, Pyrrhocoridae); Orthoptera; Thysanoptera.	23	24

4.2. Influência da riqueza de espécies de plantas na serapilheira sobre as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes

A riqueza de espécies de plantas influenciou positivamente as taxas de decomposição ($F_{1,23}=6,54$; $p=0,01$) (Figura 4) e de liberação de nitrogênio ($F_{1,23}=5,43$;

$p=0,02$) (Figura 5), fósforo ($F_{1,23}=10,60$; $p=0,003$) (Figura 6), cálcio ($F_{1,23}=10,07$; $p=0,004$) (Figura 7) e carbono ($F_{1,23}=12,89$; $p=0,001$) (Figura 8). No entanto, não houve influência sobre a liberação de potássio ($F_{1,23}=0,27$; $p=0,60$) e magnésio ($F_{1,23}=3,41$; $p=0,07$) com o aumento da riqueza de espécies de plantas na serapilheira. Não houve modificação da razão C:N ($F_{1,23}=0,56$; $p=0,45$) nem de sua taxa de variação com o aumento da riqueza de espécies de plantas ($F_{1,23}=0,95$; $p=0,33$).

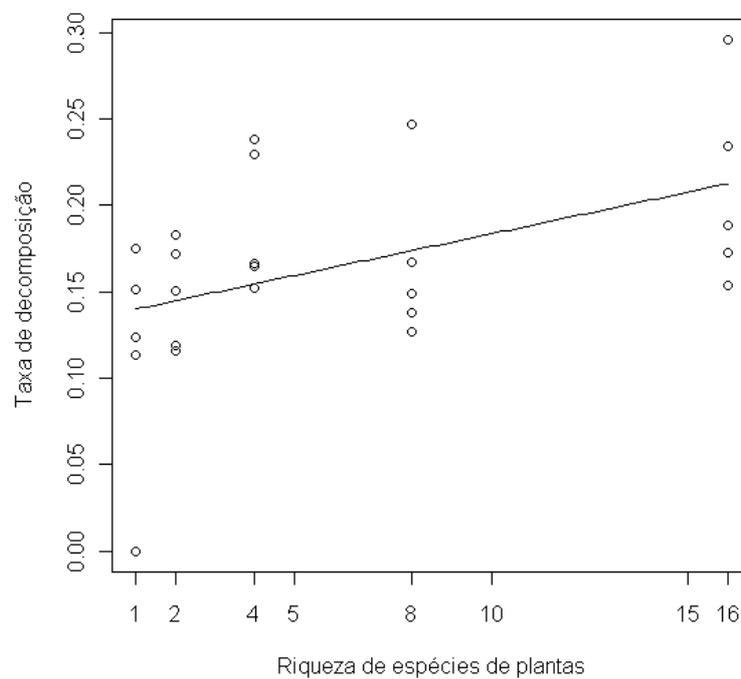


Figura 4: Relação entre a taxa de decomposição e a riqueza de espécies de plantas compondo a serapilheira ($F_{1,23}=6,54$; $p=0,01$).

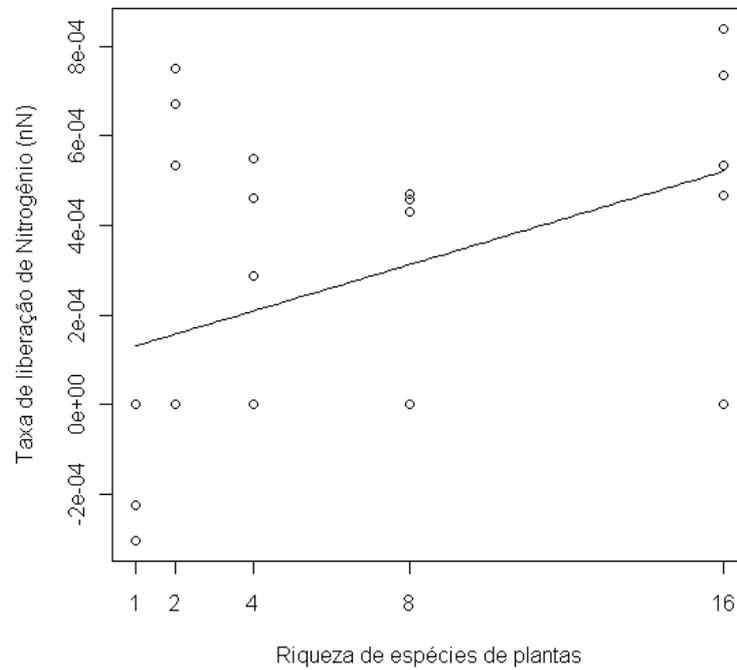


Figura 5: Relação entre a taxa de liberação de nitrogênio e a riqueza de espécies de plantas compoendo a serapilheira ($F_{1,23}=5,43$; $p=0,02$). Valores negativos significam um aumento na quantidade de Nitrogênio ao longo do tempo.

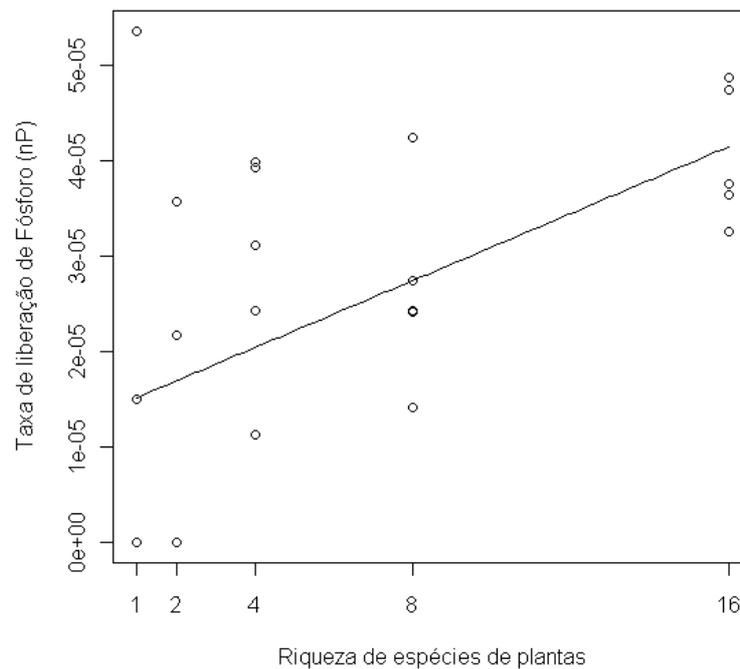


Figura 6: Relação entre a taxa de liberação de fósforo e a riqueza de espécies de plantas ($F_{1,23}=10,60$; $p=0,003$).

4.3. Influência da riqueza de espécies de plantas na serapilheira sobre a abundância e a riqueza de espécies de artrópodes e destas sobre a taxa de decomposição

A riqueza de espécies de plantas influenciou positivamente a abundância de artrópodes de serapilheira ($\chi^2=284,52$; $p=0,03$) (Figura 9) e esta, por sua vez, afetou positivamente a taxa de decomposição ($F_{1,23}=7,19$; $p=0,01$) (Figura 10). Porém, não houve influência da riqueza de espécies de plantas sobre a riqueza de espécies de artrópodes ($\chi^2=22,58$; $p=0,98$) e esta não afetou a taxa de decomposição ($F_{1,23}=0,47$; $p=0,49$).

Além disso, com relação às diferentes guildas, não houve efeito da riqueza de espécies de plantas nem sobre a abundância ($\chi^2=158,69$; $p=0,64$) nem sobre a riqueza de espécies de detritívoros ($\chi^2=14,02$; $p=0,74$), que também não afetaram a taxa de decomposição ($F_{1,23}=0,05$; $p=0,82$ e $F_{1,23}=0,35$; $p=0,55$, respectivamente).

Porém, a riqueza de espécies de plantas influenciou positivamente a abundância de fungívoros ($\chi^2=323,02$; $p=0,03$) (Figura 11) e esta, por sua vez, influenciou positivamente a taxa de decomposição ($F_{1,23}=4,76$; $p=0,03$) (Figura 12). Entretanto, não houve efeito do aumento da riqueza de espécies de plantas sobre a riqueza de espécies de fungívoros ($\chi^2=24,87$; $p=0,06$), porém esta afetou positivamente a taxa de decomposição ($F_{1,23}=4,81$; $p=0,03$) (Figura 13).

A abundância e a riqueza de espécies de predadores não foram afetadas pelo aumento da riqueza de espécies de plantas ($\chi^2=68,799$; $p=0,1716$ e $\chi^2=21,80$; $p=0,27$, respectivamente). No entanto, o aumento da abundância desta guilda foi positivamente correlacionada com o aumento da abundância de fungívoros ($\chi^2=296,35$; $p=0,008$) (Figura 14). A riqueza de espécies de predadores também foi positivamente

correlacionada à abundância ($\chi^2=329,07$; $p=0,04$) (Figura 15) e à riqueza de espécies ($\chi^2=24,57$; $p=0,05$) (Figura 16) de fungívoros.

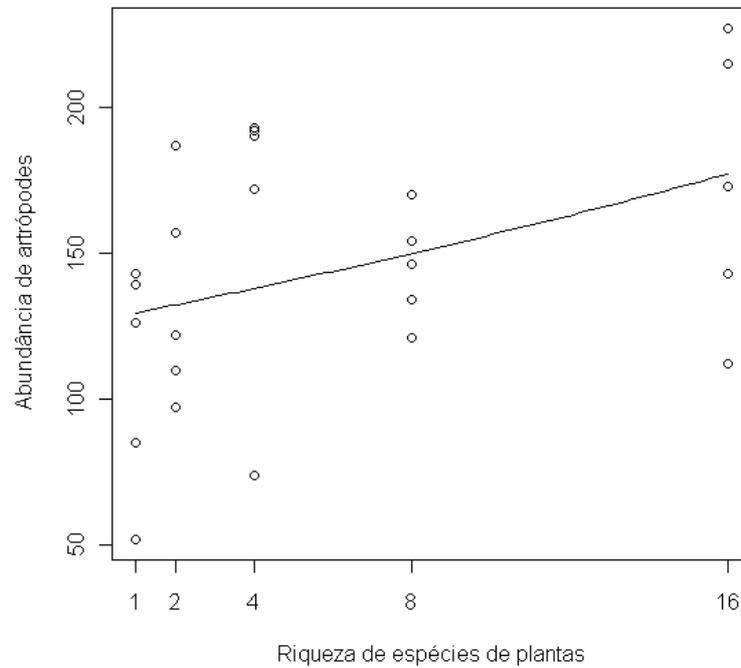


Figura 9: Relação entre a abundância de artrópodes e a riqueza de espécies de plantas na serapilheira ($\chi^2=284,52$; $p=0,03$).

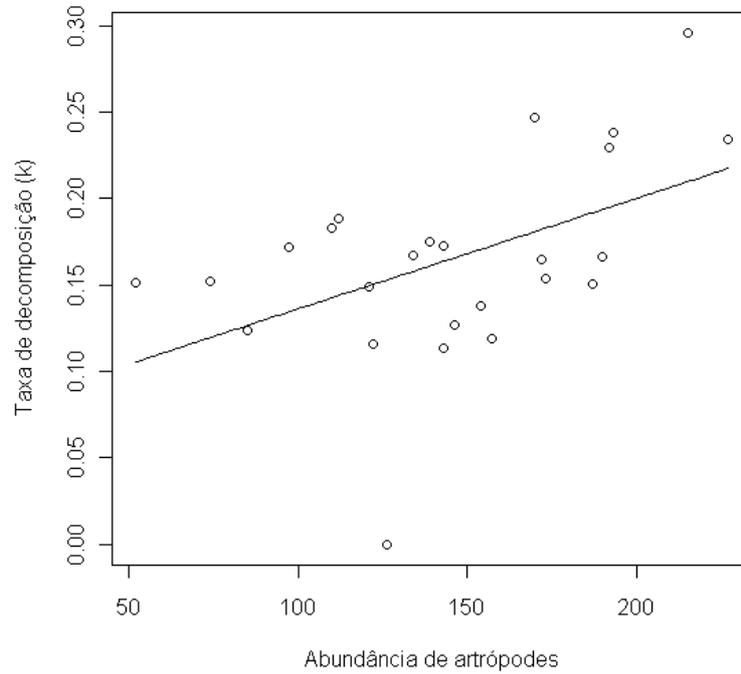


Figura 10: Relação entre taxa de decomposição e abundância de artrópodes ($F_{1,23}=7,19$; $p=0,01$).

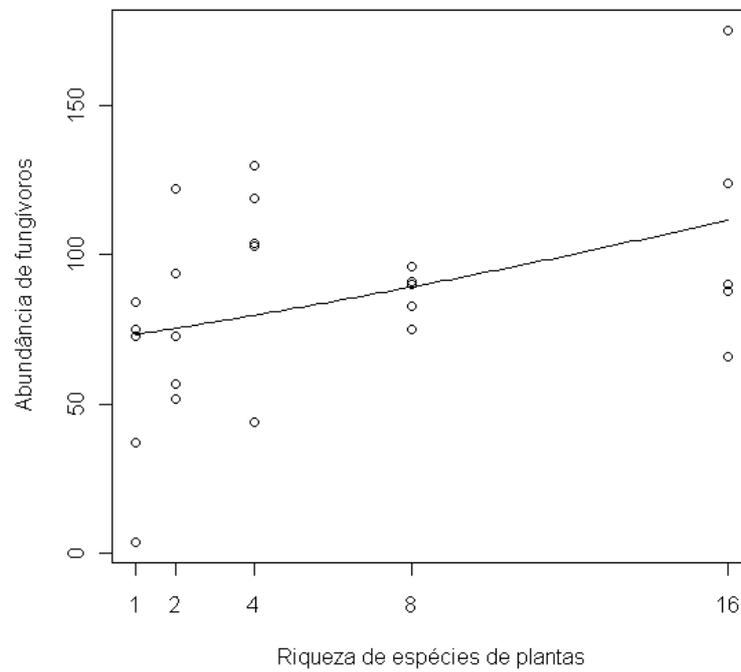


Figura 11: Relação entre abundância de fungívoros e riqueza de espécies de plantas na serapilheira ($\chi^2=323,02$; $p=0,03$).

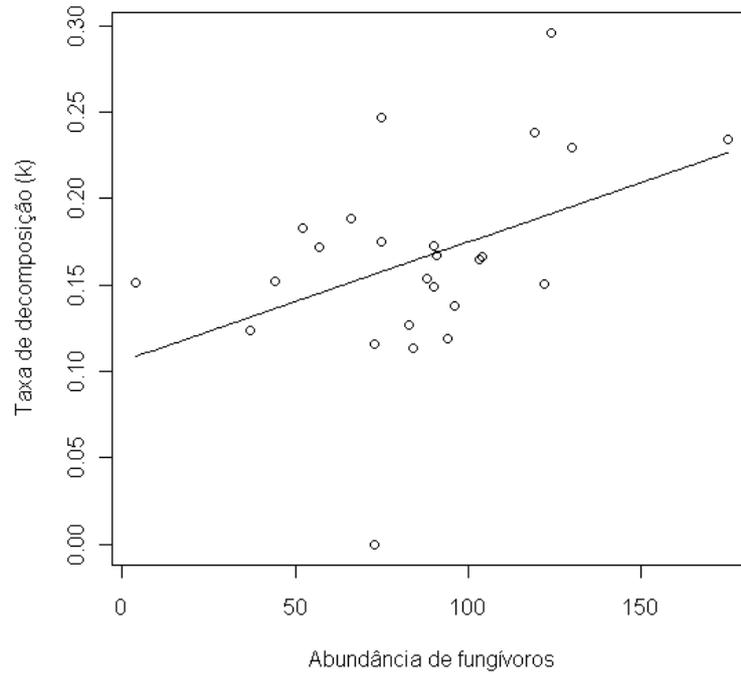


Figura 12: Relação entre a taxa de decomposição e a abundância de fungívoros ($F_{1,23}=4,76$; $p=0,03$).

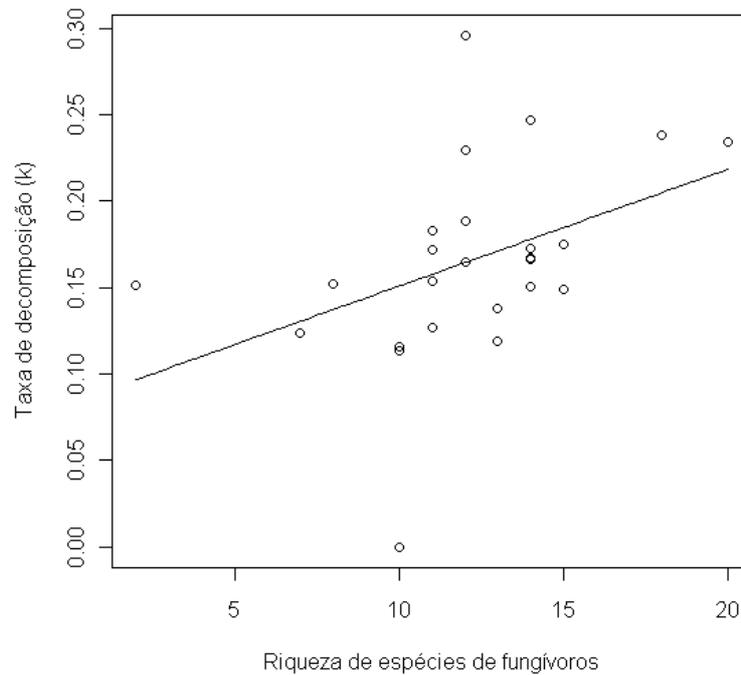


Figura 13: Relação entre a taxa de decomposição e a riqueza de espécies de fungívoros ($F_{1,23}=4,81$; $p=0,03$).

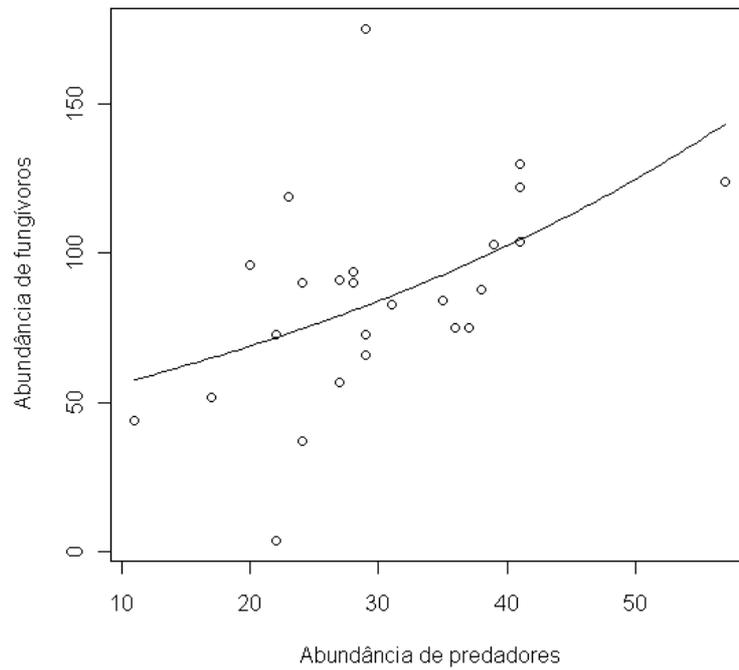


Figura 14: Relação entre a abundância de fungívoros e a abundância de predadores ($\chi^2=296,35$; $p=0,008$).

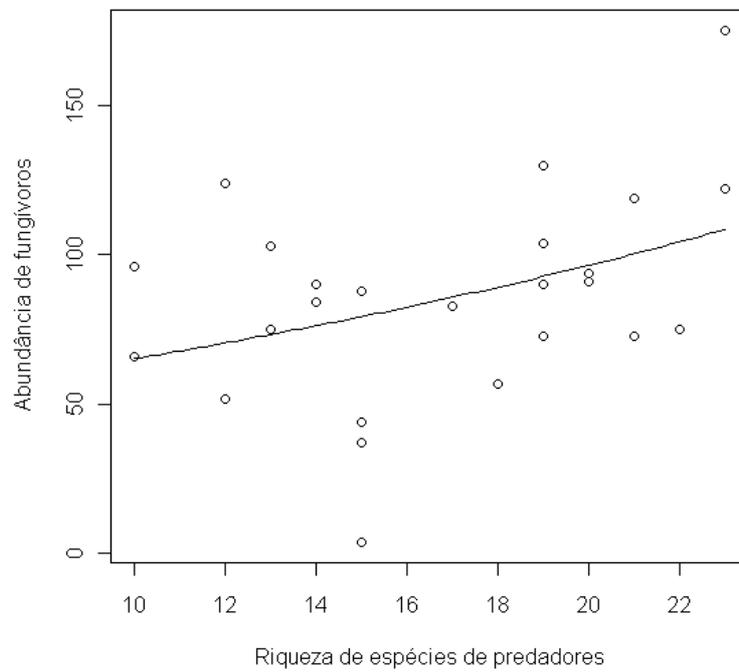


Figura 15: Relação entre a abundância de fungívoros e a riqueza de espécies de predadores ($\chi^2=329,07$; $p=0,04$).

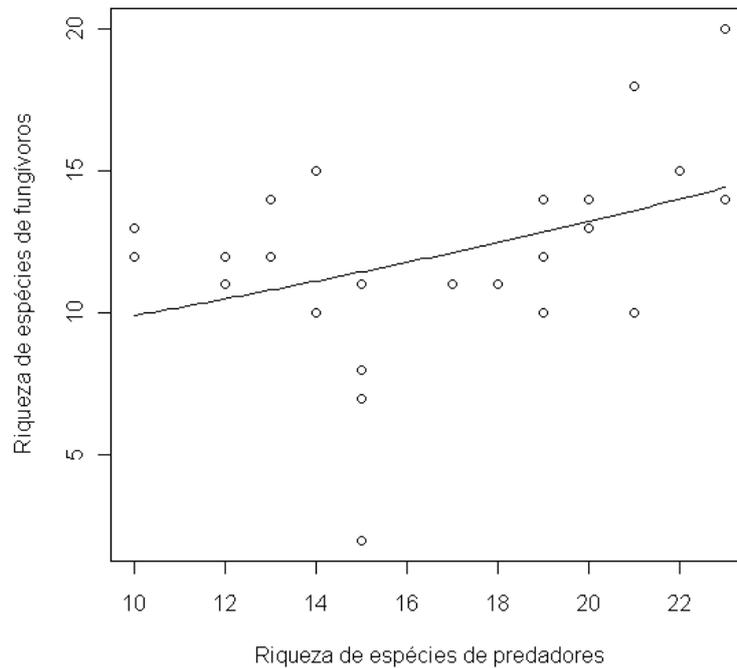


Figura 16: Relação entre a riqueza de espécies de fungívoros e a riqueza de espécies de predadores ($\chi^2=24,57$; $p=0,05$).

4.4. Influência da riqueza e da composição de espécies de plantas na serapilheira sobre a composição da comunidade de artrópodes

A composição de espécies não diferiu entre amostras com diferentes riquezas de espécies de plantas, nem com relação à comunidade total, nem com relação às guildas de fungívoros, detritívoros e predadores ($p>0,05$) (Vejam exemplo ilustrativo do gráfico gerado nesta análise na Figura 17).

A similaridade da composição de artrópodes aumentou com o aumento da similaridade da composição de plantas nos sacos de decomposição de mesma riqueza e diferentes pontos amostrais ($F_{1,23}=9,89$; $p=0,05$) (Figura 18).

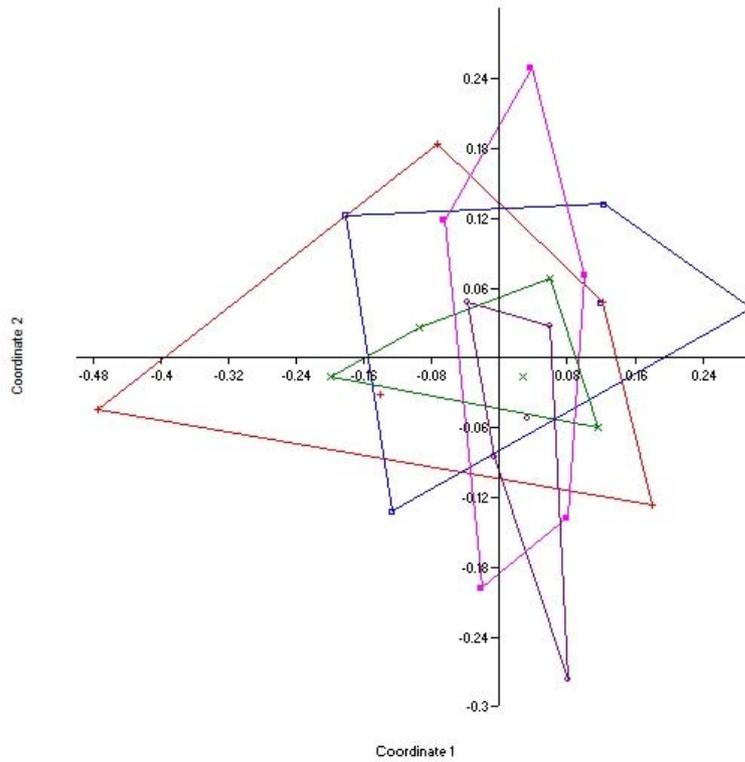


Figura 17: Relação entre a composição de artrópodes nas amostras com diferentes riquezas de espécies de plantas ($p > 0,05$). As diferentes cores representam diferentes riquezas de espécies de plantas.

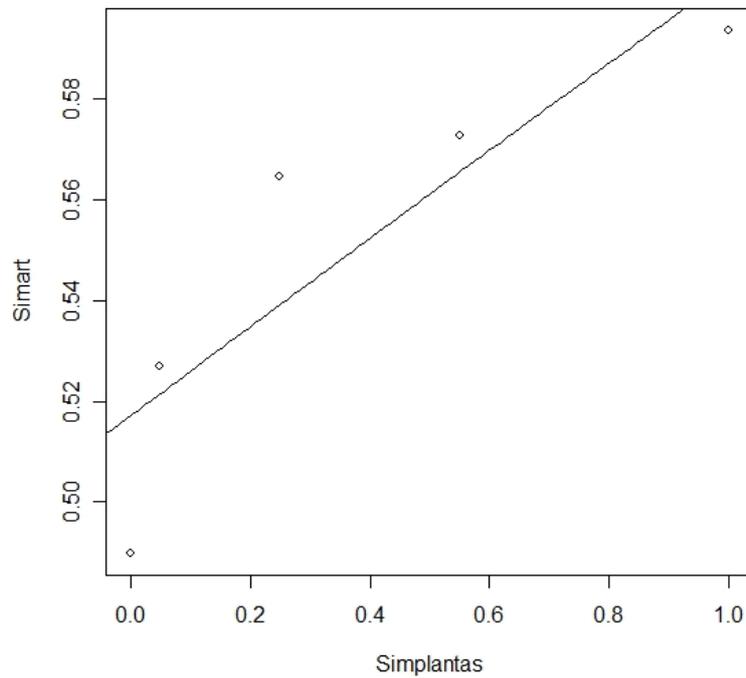


Figura 18: Relação entre a similaridade da composição de artrópodes e a similaridade da composição de plantas entre as amostras de mesma riqueza de espécies de plantas e de diferentes pontos amostrais ($F_{1,23}=9,89$; $p=0,05$).

5. DISCUSSÃO

5.1. Comunidade de artrópodes de serapilheira

A alta abundância dos Enthognata, representados pelos Collembola, é coerente com o encontrado na maioria dos estudos de fauna de solo/serapilheira em florestas tropicais (Correia & Andrade, 1999; Yang & Chen, 2009). Juntamente com os Insecta, principalmente as ordens Coleoptera e Hymenoptera, e os Acari, os Collembola também foram encontrados entre os mais frequentes em outros estudos realizados em fragmentos de florestas secundária no município de Viçosa (Collevatti & Schoereder, 1995; Louzada et al., 1997).

Isso se deve à constante presença de Collembola em ambientes úmidos e com a matéria orgânica em decomposição. Os Collembola são, muitas vezes, enquadrados como detritívoros, no entanto, sua predação específica de hifas de fungos parece ser bem concretizada na literatura atual (Hishi et al., 2007). Assim, estes organismos apresentam grande importância na regulação e na manutenção das populações de micro-organismos decompositores e estão, portanto, intimamente relacionados ao processo de decomposição (Hopkin, 1997; Zeppelini-Filho & Bellini, 2004).

Os Insecta também apresentaram grande representatividade. Este resultado condiz com o esperado e com o encontrado na maioria dos trabalhos realizados com esta fauna (Didham et al., 1996). Este é o grupo mais diverso e abundante do reino Animalia e possui representante em quase todos os habitats, estando relacionados, direta ou indiretamente, a muitos processos dos ecossistemas (Didham et al., 1996; Weisser & Siemann, 2004).

A ordem Coleoptera constitui o taxa mais ricos em espécies e em número de indivíduos. Várias famílias desta ordem estão associadas aos processos de decomposição, sendo responsáveis por uma fração significativa da ciclagem de

nutrientes (Coleman & Crossley, 1996). Algumas famílias são classificadas como fungívoras ou detritívoras, participando diretamente da regulação populacional microbiana. Outras podem afetar indiretamente o processo de decomposição através da predação e da regulação populacional de outros artrópodes (Schöter et al, 2004).

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 de espécies de formigas descritas no mundo, aproximadamente 63% habitam o solo e/ou a serapilheira (Wall & Moore, 1999; Bolton, 2006). Muitas espécies são predadoras e onívoras, e podem influenciar diversos níveis tróficos e processos do ecossistema. Myrmicinae é a maior e mais diversificada subfamília de formigas (Hölldobler & Wilson 1990). Além disso, mais de 45% das espécies de formigas pertencem a esta subfamília (Bolton, 2006), o que condiz com os resultados aqui encontrados.

5.2. Influência da riqueza de espécies de plantas na serapilheira sobre as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes

Trabalhos recentes têm indicado uma relação positiva entre riqueza de espécies de plantas e processos ecossistêmicos (por exemplo, Eisenhauer et al. 2010). No entanto, a maioria deles se refere à contribuição da riqueza de espécies vegetais vivas sobre a produtividade primária.

Já com relação ao processo de decomposição da serapilheira, a maioria dos trabalhos trata da influência da composição de espécies de plantas nesse sistema sobre a decomposição, sugerindo que o importante para o funcionamento do ecossistema é, na realidade, a diversidade funcional de plantas, ou seja, a diversidade de grupos funcionais representada (Beale et al., 2000; Conn & Dighton, 2000; Hector et al., 2000; Diaz & Cabido, 2001). Outros autores encontraram, ainda, uma ausência de relação

entre a riqueza de espécies de plantas na serapilheira e a decomposição, apontando indícios de validade da hipótese da redundância (Wardle et al, 1997).

No entanto, os resultados deste trabalho indicam que a riqueza de espécies de plantas por si pode afetar a decomposição da serapilheira e a liberação de nutrientes, independentemente da composição de espécies de plantas. Resultado semelhante foi encontrado por Bastian et al. (2008), porém, em ambientes aquáticos e com baixa diversidade de espécies.

Provavelmente, os resultados aqui encontrados estão relacionados ao aumento da heterogeneidade de recursos e de habitats tanto para os micro-organismos decompositores, quanto para os artrópodes. Isso pode ter levado a uma menor sobreposição de nichos, a uma maior coexistência e a um aumento da abundância e/ou da riqueza de espécies destes grupos (Eisenhauer et al., 2010). Conseqüentemente, as atividades exercidas pelas populações associadas a este aumento seriam intensificadas, ocasionando uma maior taxa de decomposição do substrato.

Como consequência da decomposição, houve um aumento das taxas de liberação de nitrogênio, fósforo, cálcio e carbono com o aumento da riqueza de espécies de plantas. Este resultado era esperado, uma vez que a decomposição é o processo que transforma os nutrientes retidos na matéria orgânica em formas inorgânicas, novamente disponíveis no solo para os produtores (Hättenschwiler & Gasser, 2005; Bragazza et al. 2007). No entanto, o aumento da riqueza de plantas não ocasionou aumento das taxas de liberação de potássio e magnésio.

Essa diferença de resposta entre os nutrientes pode ser devida às diferentes alocações destes nutrientes na constituição vegetal. O carbono e o nitrogênio são geralmente associados tanto a moléculas energéticas e ao metabolismo celular, quanto a moléculas estruturais, geralmente anexadas em longas cadeias. O fósforo, embora

presente em menor quantidade, está relacionado aos mesmos compartimentos que o carbono e o nitrogênio. Assim, o processo de decomposição é o principal meio de liberação destes nutrientes. Já o potássio e o magnésio, geralmente, estão relacionados à transmissão de sinais elétricos e a moléculas bem mais lábeis que as moléculas estruturais. Dessa forma, sua liberação estaria mais relacionada a mecanismos abióticos independentes da decomposição, como a lixiviação ou lavagem, de modo que, mesmo com uma taxa de decomposição muito baixa pudesse haver uma alta liberação ou vice-versa (Gosz et al, 1973; Shaul, 2002; Mäser et al, 2002).

Obviamente, estes nutrientes estão relacionados a processos e estruturas vegetais de forma bem mais complexa, podendo cada nutriente estar relacionado a mais de um depósito celular. No entanto, conhecer o(s) principal(is) papel(eis) destes nutrientes nas plantas pode ser útil para a interpretação da decomposição deste material e do papel da riqueza de espécies sobre ela.

Inesperadamente, em duas situações (ponto 1 e ponto 3, ambos com uma espécie de plantas) houve aumento da quantidade total de nitrogênio ao longo do tempo. Inicialmente, este resultado pareceu discrepante, no entanto, este padrão parece ser conhecido há bastante tempo na literatura específica (Gosz et al, 1973). Ele se deve, provavelmente, ao acúmulo de bactérias nitrificadoras, que retiram o nitrogênio da atmosfera, de fezes de animais e de materiais ainda verdes que são depositados sobre o material (Bocock, 1963).

A razão C:N é muito utilizada na literatura como indicativo da qualidade do recurso para micro-organismos decompositores (por exemplo, Eiland et al., 2001). Recursos de maior qualidade teriam uma menor razão C:N em função da maior concentração de nitrogênio. Isso provem da ideia de que, de modo geral, os nutrientes mais importantes no ecossistema geralmente são aqueles presentes em menores

concentrações. Por serem mais dificilmente encontrados, podem ser limitantes ao metabolismo dos organismos heterotróficos e, portanto, sua rápida ciclagem seria de extrema importância (Pomeroy, 1970). Da mesma maneira, nutrientes muito abundantes no ecossistema, como no caso do carbono, devem apresentar menor importância para os organismos. Assim, era esperado que ambientes com maiores riquezas de plantas tivessem maior qualidade nutricional, apresentando uma razão C:N menor. Além disso, era imaginado um aumento da taxa de variação da razão C:N, ou seja, que esta razão diminuísse com maior intensidade com o aumento da riqueza de espécies de plantas. No entanto, nenhuma das relações acima foram encontradas. Esses resultados reforçam a ideia de que a comunidade de artrópodes e de micro-organismos devem ser afetadas pelo aumento da heterogeneidade de habitats e de recursos ocasionada pelo aumento da riqueza de espécies de plantas e não pelo aumento da qualidade nutricional deste substrato.

Além disso, era esperado que, caso houvesse aumento da abundância e/ou da riqueza de espécies de fungívoros, a razão C:N diminuísse. Isso porque a atividade predatória destes organismos suprimiria o crescimento de fungos, permitindo a proliferação de bactérias, incluindo as bactérias nitrificadoras (Bardgett & Chan, 1999). Pensando na modificação da razão C:N ao longo do tempo, esperava-se que a taxa de variação fosse maior pelos mesmos motivos.. No entanto, a abundância de fungívoros aumentou com o aumento da riqueza de espécies de plantas e a nem a razão C:N, nem sua taxa de modificação sofreram alteração. Uma hipótese para explicar este resultado seria o concomitante aumento da intensidade da abundância e/ou da riqueza de espécies de bacterióvoros (principalmente, ácaros), que não foram abrangidos neste trabalho. O efeito dos fungívoros, seria, portanto, camuflado pelo efeito dos bacterióvoros.

Os resultados encontrados aqui sugerem a influência positiva da riqueza de espécies de plantas sobre o funcionamento dos ecossistemas. Isso suporta a ideia de que a perda de espécies ou substituição da vegetação natural por monoculturas (Louzada, 1997) pode levar a um colapso do funcionamento dos ecossistemas.

5.3. Influência da riqueza de espécies de plantas na serapilheira sobre a riqueza de espécies e a abundância da comunidade de artrópodes e destas sobre a taxa de decomposição

A abundância da comunidade de artrópodes foi afetada positivamente pelo aumento da riqueza de espécies de plantas na serapilheira, no entanto este efeito não ocorreu sobre a riqueza de artrópodes. Uma vez que existe uma correlação positiva entre número de indivíduos e número de espécies coletados, era esperado que o aumento da abundância de artrópodes estivesse relacionado a um aumento da riqueza de espécies (Fisher et al., 1943). No entanto, a relação entre estas variáveis não é linear, apresentando um patamar, onde o aumento do número de indivíduos coletados não leva a um aumento do número de espécies, devido a uma saturação do número local de espécies.

Esta hipótese teria como premissa a coleta de uma alta riqueza de espécies. Todos os pontos apresentaram entre 28 e 50 espécies ou morfoespécies de artrópodes, incluindo espécies com baixa frequência, consideradas raras, como Symphyla e Pauropoda. Comparando este resultado com o encontrado por outros autores (Nakamura et al. 2003) podemos inferir que a riqueza encontrada é relativamente alta e que poderia representar o patamar descrito acima.

Esta influência da riqueza de espécies de plantas sobre a abundância de artrópodes pode estar associada ao aumento da heterogeneidade de recursos e de habitats. Isso se

daria através do aumento da abundância e/ou da riqueza de micro-organismos decompositores, que servem como recurso para fungívoros e detritívoros, e que, por sua vez, servem de recurso para outros artrópodes.

O aumento da abundância de artrópodes também levou a um aumento da taxa de decomposição da serapilheira, que pode ter ocorrido via aumento da intensidade de interações e, conseqüentemente, da intensidade da influência destes artrópodes sobre a decomposição. A riqueza de espécies de artrópodes não afetou a taxa de decomposição, o que poderia levar à hipótese de nulidade ou ainda remeter a uma fração da proposta na hipótese da redundância, na qual o funcionamento não aumenta a partir de certa riqueza de espécies, na qual existe, ao menos, um representante de cada grupo funcional.

O mesmo resultado foi encontrado para a guilda de fungívoros, cuja abundância aumentou com o aumento da riqueza de espécies de plantas na serapilheira, no entanto não houve resposta significativa da riqueza de espécies nesta guilda. A abundância e a riqueza de espécies de fungívoros também afetaram positivamente a taxa de decomposição.

Estes resultados propõem a importância deste grupo para a manutenção do processo de decomposição e para a comunidade de artrópodes associada, e sugerem que esta está diretamente associada à abundância e/ou à riqueza de fungos decompositores. Assim, os fungívoros poderiam atuar sobre a comunidade microbiana, mediando a coexistência através da predação de espécies mais competitivas. Estes resultados também sugerem que as espécies de fungívoros são complementares, sendo um conjunto mais diverso mais eficiente sobre o processo de decomposição.

Com relação aos detritívoros, não houve relação entre a riqueza de espécies de plantas na serapilheira e a abundância e a riqueza de espécies deste grupo. Isso vai de encontro com o esperado, que era um aumento da abundância e/ou da riqueza de

espécies em função do aumento da riqueza de espécies de plantas (Sulkava & Huhta, 1998) e destas sobre a decomposição (Sulkava et al, 2001; Kautz & Topp 1998; Kaneko & Salamanca 1999; Conn & Dighton 2000; Zimmer 2000). No entanto, é interessante ressaltar que estes organismos são extremamente seletivos, tanto com relação ao filme de micro-organismos quanto ao substrato e talvez estejam, portanto, mais relacionados à composição que com a riqueza de espécies no detrito.

A abundância de predadores foi positivamente correlacionada à abundância de fungívoros, assim como a riqueza de espécies dos primeiros à abundância e à riqueza de espécies dos últimos. O mesmo ocorreu entre a riqueza de espécies de predadores e tanto a riqueza quanto a abundância de fungívoros. Embora não se possa estabelecer uma relação de causa-efeito, é possível que esta comunidade esteja sendo regulada por um efeito *bottom-up*, ou seja, por um efeito do aumento da abundância das presas que possibilita um aumento da abundância de seus predadores.

Retomando-se os resultados obtidos ao fluxograma proposto (Figura 1), pode-se sugerir que o aumento da riqueza de espécies de plantas pode levar indiretamente a um aumento da taxa de decomposição. Esta influência pode ocorrer através de, pelo menos, duas vias: i) pelo aumento da abundância de artrópodes de serapilheira, como um todo e ii) pelo aumento da abundância da guilda de fungívoros. O fluxograma inclui, ainda, a separação dos fungívoros da guilda de detritívoros, diferente de muitos trabalhos com esta fauna (Hish et al., 2007). Essa separação demonstrou-se ainda mais interessante, quando analisados os de diferentes resultados encontrados para as guildas de fungívoros e detritívoros. Cada guilda respondeu ao aumento da riqueza de espécies de plantas e teve efeito sobre a taxa de decomposição de diferentes maneiras. Isso sugere a importância da análise destas guildas separadamente, indicando que, na realidade, estes

organismos têm diferentes papéis sobre a comunidade de serapilheira e o ecossistema de modo geral.

5.4. Influência da riqueza e da composição de espécies de plantas na serapilheira sobre a composição da comunidade de artrópodes

A composição da comunidade de artrópodes não diferiu entre amostras com diferentes riquezas de plantas. Isso pode ser explicado pelo fato de que os grupos com menores riquezas são subconjuntos dos grupos com maiores riquezas de espécies de plantas. Esta hipótese pressupõe que há uma correlação entre a composição de artrópodes e a composição de plantas.

Isso foi verificado através da relação entre a similaridade de artrópodes e de plantas entre os sacos de mesma riqueza e de diferentes pontos: a similaridade da composição de plantas em sacos de decomposição de mesma riqueza, porém de diferentes pontos, aumenta com o aumento da riqueza de espécies nos sacos. Isso ocorre por razões probabilísticas, uma vez que as espécies componentes dos sacos de diferentes pontos e diferentes riquezas foram sorteadas de um *pool* fixo de espécies. Assim, caso houvesse uma relação de espécies de artrópodes com determinadas espécies de plantas, a similaridade destes também aumentaria com o aumento da riqueza de espécies de plantas. Este resultado foi encontrado, mostrando que os artrópodes de serapilheira são sensíveis à composição de plantas compondo este sistema e estão diferentemente associados a diferentes espécies de plantas. Isso pode ocorrer devido à diferente constituição do material proveniente de cada espécie vegetal, que leva a balanços nutricionais distintos tanto para os artrópodes, quanto para os micro-organismos decompositores.

6. CONCLUSÕES

O aumento da riqueza de espécies de plantas levou a um aumento das taxas de decomposição e de liberação de alguns nutrientes, podendo significar que as espécies neste sistema são complementares, de modo que a diminuição da biodiversidade local pode levar a um declínio do funcionamento do ecossistema. A liberação de nutrientes decorrente da decomposição da serapilheira ocorreu de maneiras diferentes (a liberação de N, P, Ca e C aumentou, enquanto não houve efeito do aumento da riqueza de espécies de plantas sobre a liberação de K e Mg), dependendo do papel de cada nutriente na estruturação e no metabolismo vegetais.

Além disso, o aumento da riqueza de espécies de plantas levou a um aumento da abundância da comunidade de artrópodes como um todo e da guilda de fungívoros. Este aumento de abundância levou a um aumento da taxa de decomposição da serapilheira.

Estes resultados sugerem que o efeito da riqueza de espécies de plantas se dá indiretamente através da maior abundância da comunidade total e da guilda de fungívoros e mostram a importância da separação criteriosa das guildas que formam uma comunidade e da análise, não só da comunidade total, como destas guildas individualmente.

Os resultados de composição indicam que os artrópodes de serapilheira apresentam uma seletividade com relação às plantas que compõe o substrato, estando a similaridade de artrópodes relacionada à similaridade da composição de plantas, embora não haja a formação de grupos diferentes relacionados a diferentes riquezas de espécies de plantas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allesina, S. & Bodini, A. 2004. Who dominates whom in the ecosystem? Energy flow bottlenecks and cascading extinctions. *Journal of Theoretical Biology*. **230**: 351–358.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*. **9**: 1146-1156.
- Bardgett, R. D. & Chan, K. F. 1999. Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*. **31**:1007-1014.
- Bastian, M., Pearson, R. G. & Boyero, L. 2008. Effects of diversity loss on ecosystem function across trophic levels and ecosystems: A test in a detritus-based tropical food web. *Austral Ecology*. **33**: 301-306.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*. **10**: 191-199.
- Benstead, J. P., Marchz, J. G., Pringle, C. M., Ewel, K. C. & Shorts, J. W. 2009. Biodiversity and ecosystem function in species-poor communities: community structure and leaf litter breakdown in a Pacific island stream. *Journal of the North American Benthological Society*. **28** (2): 454-465.
- Bocock, K. S. 1963. Changes in the amount of nitrogen in decomposing leaf litter of sessile oak (*Quercus petraea*). *Journal of Ecology*. **51**: 555-566.
- 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.
- 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. *Journal of the Brazilian Association for the Advanced of Science*. **47**: 38-40.
- Conn, C. & Dighton, J. 2000. Litter quality influences on decomposition, ectomycorrhizal community structure and mycorrhizal root surface acid phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*. **32**: 489–496.
- 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.
- Diaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*. **16** (11):646-655.

- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E. & Davis, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Tree*. **11** (6): 255-260.
- 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.
- Eisenhauer, N., Beßler, H., Engels, C., Gleixner, G., Habekost, M., Milcu, A., Partsch, S., Sabais, C. W., Scherber, C., Steinbeiss, S., Weisser, W. W. & Scheu, S. 2010. Plant diversity effects on soil microorganisms support the singular hypothesis. *Ecology*. **91** (2): 485-496.
- Fisher, R. A., Stevencorbet, A. & Williams, C. B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*. **12** (1): 42-58.
- Fonseca, C. R. & Ganade, G. 2001. Species redundancy, random extinctions and stability of ecosystems. *Journal of Ecology*. **89** (1): 118-125.
- Giller, P. S., O'Donovan, G. 2002. Biodiversity and ecosystem function: do species matter? *Biology and Environment: Proceeding of the Royal Irish Academy*. **3**: 129-139.
- Gosz, J. R., Likens, G. E. & Bormann, F. H. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. *Ecological Monographs*. **43**: 173-191.
- Hammer, O, Harper, D. A. T., Ryan, P. D., 2001. PAST–PALaeontological STatistics ver. 1.21. <http://palaeo-electronica.org>.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V. & Scheu, S. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematic*. **36**: 191-218.
- Beale, A. J., Minns, A., Otway, S. J. & Lawton, J. H. 2000. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. *Oikos*. **90**: 357-371.
- 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.
- Hopkin, S. P. 1997. *Biology of the springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press. 330 pp.
- Huston, M. A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*. **110**: 449-460.
- Huston, M. A., Aarssen, L. W., Austin, M. P., Cade, B. S., Fridley, J. D., Garnier, E., Grime, J. P., Lauenroth, W. K., Thompson, K., Vandermeer, J. H., Wardle, D. A., 2000. No Consistent Effect of Plant Diversity on Productivity. *Science*. **289**: 1255.
- Jacob, M., Weland, N., Platner, C., SchaeferLeuschner, C. & Thomas, F. M. 2009. Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. *Soil Biology & Biochemistry*. **41**: 2122-2130.

- Jiang, X. L., Zhang, W. G. & Wang, G. 2007. Effects of different components of diversity on productivity in artificial plant communities. *Ecological Research*. **22**: 629-634.
- Joliffe, P. A. 1997. Are mixed populations of plant species more productive than pure stands? *Oikos*. **80**: 595-602.
- Kaneko, N. & Salamanca, E.F. 1999. Mixed leaf litter effects on decomposition rates and soil microarthropod communities in an oak-pine stand in Japan. *Ecological Research*. **14**: 131–138.
- Kaspari, M. 2004. Using the metabolic theory of ecology to predict global patterns of abundance. *Ecology*. **85**: 1800-1802.
- Kautz, G. & Topp, W. 2000. Acquisition of microbial communities and enhanced availability of soil nutrients by the isopod *Porcellio scaber* (Latr.) (Isopoda: Oniscidea). *Biology and Fertility of Soils*. **31**: 102–107.
- Lavelle, P. 2002. Functional domains in soils. *Ecological Research*. **17**: 441-450.
- Lawton, J. H., Brown, V. K., 1994. Redundancy in ecosystems. Biodiversity and ecosystem function. E. D. Schulze e H. A. Mooney. Berlin, Springer-Verlag: 255-270.
- 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.
- Marangon, L. C., Soares, J. J., Feliciano, A. L. P., Lins, C. F. & Brandão, S. 2007. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais. *Cerne*. **13** (2): 208-211.
- Mäser, P., Gierth, M. & Schroeder, J. I. 2002. Molecular mechanisms of potassium and sodium uptake in plants. *Plant and Soil*. **247**: 43-54.
- Mikola, J., Bardgett, R. D. & Hedlund, K. 2002. Biodiversity, ecosystem functioning and soil decomposer food webs. 169-180 pp. In: Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (Eds.). Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford, Oxford University Press.
- Naeem, S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*. **83** (6): 1537-1552.
- Nakamura, A., Proctor, H. & Catterall, C. P. 2003. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management & Restoration*. **4**: 20-28.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B. & Stevens, M.H.H. 2007. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.8-8. <http://cran.r-project.org/>, <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>
- Pereira, Z. V., Carvalho-Okano, R. M. & Garcia, F. C. P. 2006. Rubiaceae Juss. da Reserva Florestal Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasiliensis*. **20** (1): 207-224.

- Pieper, S. & Weigmann, G. 2008. Interactions between isopods and collembolans modulate the mobilization and transport of nutrients from urban soils. *Applied Soil Ecology*. **39**: 109-126.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*. **307**: 321-326.
- R Development Core Team., 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Pomeroy, L. R. 1970. The strategy of mineral cycling. *Annual Reviews of Ecology and Systematic*. **1**: 171-190.
- Schlapfer, F. & Schmid, B. 1999. Ecosystem effects of biodiversity: A classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications*. **9**: 893-912.
- Schröter, D., Brussaard, L., Deyn, G. D., Poveda, K., Brown, V. K., Berg, M. P., Wardle, D. A., Moore, J. & Wall, D. H. 2004. Trophic interactions in a changing world: modeling aboveground–belowground interactions. *Basic and Applied Ecology*. **5**: 515-528.
- Schwartz, M. W., Brigham, C. A., Hoeksema, J. D., Lyons, K. G., Mills, M. H. & Mantgem, P. J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*. **122**: 297-305.
- Shaul, O. 2002. Magnesium transport and function in plants: the tip of the iceberg. *BioMetals*. **15**: 309-323.
- Solé, R. V. & Montoya, J. M. 2001. Complexity and fragility in ecological networks. *Proceedings of the Royal Society of London B*. **268**: 2039–2045.
- Statzner, B. & Moss, B. 2003. Linking ecological function, biodiversity and habitat: a mini-review focusing on older ecological literature. *Basic and Applied Ecology*. **5**: 97-106.
- Sulkava, P. & Huhta, V. 1998. Habitat patchiness affects decomposition and faunal diversity: a microcosm experiment on forest floor. *Oecologia*. **116**: 390–396.
- Sulkava, P., Huhta, V., Laakso, J. & Gylén, E.-R. 2001. Influence of soil fauna and habitat patchiness on plant (*Betula pendula*) growth and carbon dynamics in a microcosm experiment. *Oecologia*. **129**: 133–138.
- Wall, D.H., Moore, J.C. 1999. Interactions underground. *Bioscience*. **49**:109-117.
- Wardle, D. A., Bonner, K. I. & Nicholson, K. S. 1997. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*. **79** (2): 247-258.
- Weisser, W. W. & Siemann, E. 2004. The Various Effects of insects on ecosystem functioning. In: Weisser, W. W. & Siemann, E. (Eds.). *Insects and ecosystem functioning*. Ecological Studies. v. 173. 413 pp.
- 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 & Biochemistry*. **41**: 910-918.
- Xiong, S. & Nilsson, C. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology*. **87**: 984-994.

- Zeppelini-Filho, D. & Bellini, B. C. 2004. *Introdução ao estudo dos Collembola*. João Pessoa. Editora da UFPB. 82 pp.
- Zimmer, M. Kautz, G & Yopp, W. 2005. Do woodlice and earthworms interact synergistically in leaf litter decomposition? *Functional Ecology*. **19**: 7-16.
- Zimmer, M. & Topp, W. 2000. Species-specific utilization of food sources by sympatric woodlice (Isopoda: Oniscidea). *Journal of Animal Ecology*. **69**: 1071–1082.

Anexo 1

Espécies/morfoespécies de artrópodes e os hábitos alimentares mais frequentes em cada táxon. Esta relação inclui todos os artrópodes coletados em sacos de decomposição e identificados, ao longo do trabalho.

ESPÉCIES/MORFOESPÉCIES	HÁBITO ALIMENTAR
CLASSE ARACHNIDA	
ARANEAE	
Amaurobiidae sp. 1	Predador
Barycheliidae	Predador
Ctenidae	Predador
Dictynidae	Predador
Linyphiidae sp. 1	Predador
Linyphiidae sp. 2	Predador
Linyphiidae sp. 3	Predador
Mysmenidae <i>Maymena</i> sp. 1	Predador
Mysmenidae <i>Microdipoena</i> sp. 1	Predador
Nesticidae sp. 1	Predador
Ochyroceratidae <i>Ochyrocera</i> sp. 1	Predador
Oonopidae <i>Gamasomorpha</i>	Predador
Palpimanidae <i>Fernandezina</i>	Predador
Pholcidae sp. 1	Predador
Salticidae sp. 1	Predador
Salticidae sp. 2	Predador
Scytodiidae	Predador
Symphytognathidae	Predador
Tetragnathidae	Predador
Theridiidae <i>Theridion</i> sp. 1	Predador
Theridiidae <i>Thymoites</i>	Predador
Titanoecidae	Predador
Zodariidae <i>Tenedos</i>	Predador
OPILIONES	
Opilião 1	Predador
PSEUDOESCOPIONIDA	
Pseudoescorpião 1	Predador
CLASSE CHILOPODA	
Chilopoda 1	
CLASSE DIPLOPODA	
Diplopoda 1	Detritívoro
CLASSE ENTHOGNATA	
COLLEMBOLA	
<i>Brachystomella</i> sp.	Fungívoro
<i>Campylothorax</i> sp.1	Fungívoro
<i>Cinctocyrtus</i> sp.1	Fungívoro
<i>Cinctocyrtus</i> sp.2	Fungívoro
<i>Cryptopygus</i> sp.1	Fungívoro

<i>Dicranocentrus</i> sp.1	Fungívoro
<i>Entomobrya</i> sp.1	Fungívoro
<i>Entomobrya</i> sp.2	Fungívoro
<i>Friesea</i> sp.1	Fungívoro
<i>Gisinurus</i> sp.1	Fungívoro
<i>Isotomiella</i> sp.	Fungívoro
<i>Neelus</i> sp.1	Fungívoro
<i>Neotropiella</i> sp.1	Fungívoro
<i>Papirioides</i> sp.1	Fungívoro
<i>Paracerura</i> sp.1	Fungívoro
<i>Pararrhopalites</i> sp.1	Fungívoro
Paronellidae amarelo	Fungívoro
Paronellidae ant. e titas escuras	Fungívoro
Paronellidae coxa preta	Fungívoro
Paronellides sp.1	Fungívoro
<i>Proisotoma</i> sp.1	Fungívoro
<i>Pseudosinella</i> sp.1	Fungívoro
<i>Pseudosinella</i> sp.2	Fungívoro
<i>Pseudosinella</i> sp.3	Fungívoro
<i>Ptenothrix</i> sp.1	Fungívoro
<i>Seira</i> sp.1	Fungívoro
<i>Seira</i> sp.2	Fungívoro
<i>Seira</i> sp.3	Fungívoro
<i>Seira</i> sp.4	Fungívoro
<i>Seira</i> sp.5	Fungívoro
<i>Sphaeridia</i> sp.1	Fungívoro
CLASSE INSECTA	
COLEOPTERA	
Bostrichidae 1	Detritívoro
Bostrichidae 2	Detritívoro
Carabidae 1	Predador
Erotylidae 1	Fungívoro
Família desconhecida 1	Desconhecido
Família desconhecida 2	Desconhecido
Família desconhecida 3	Desconhecido
Família desconhecida 4	Desconhecido
Histeridae 1	Predador
Histeridae 2	Predador
Histeridae 3	Predador
Histeridae 4	Predador
Histeridae 5	Predador
Histeridae 6	Predador
Leiodidae 1	Fungívoro
Nitidulidae 1	Detritívoro
Passalidae 1	Predador
Ptiliidae 1	Fungívoro
Scarabaeidae 1	Detritívoro
Staphylinidae 1	Predador
Staphylinidae 2	Predador
Staphylinidae 3	Predador
Staphylinidae 4	Predador
Staphylinidae 5	Predador

Staphylinidae 6	Predador
Staphylinidae 7	Predador
Staphylinidae 8	Predador
Staphylinidae 9	Predador
Staphylinidae 10	Predador
Staphylinidae 11	Predador
Staphylinidae 12	Predador
Staphylinidae 13	Predador
Staphylinidae 14	Predador
Staphylinidae 15	Predador
Staphylinidae 16	Predador
Staphylinidae 17	Predador
Staphylinidae 18	Predador
Staphylinidae 19	Predador
Staphylinidae 20	Predador
Staphylinidae 21	Predador
Staphylinidae 22	Predador
Staphylinidae 23	Predador
Staphylinidae 24	Predador
Tenebrionidae 1	Predador
Tenebrionidae 2	Predador
Tenebrionidae 3	Predador
Tenebrionidae 4	Predador
Tenebrionidae 5	Predador
DERMAPTERA	
Dermaptera 1	Onívoro
EMBIDIINA	
Embidiina 1	Predador
HYMENOPTERA - FORMICIDAE	
<i>Anochetus</i>	Predador
<i>Apterostgma</i>	Cultivador de fungo
<i>Brachymyrmex</i>	Onívoro
<i>Camponotus</i>	Onívoro
<i>Crematogaster</i>	Onívoro
<i>Cyphomyrmex</i>	Cultivador de fungo
<i>Ectatomma</i>	Predador
<i>Eurhopalothrix</i>	Predador
<i>Gnamptogenys</i>	Predador
<i>Hylomyrma</i>	Predador
<i>Hypoconera</i>	Predador
<i>Myrmelachista</i>	Onívoro
<i>Octostruma</i>	Predador
<i>Odontomachus</i>	Predador
<i>Pheidole</i>	Onívoro
<i>Pseudomyrmex</i>	Onívoro
<i>Pyramica</i>	Predador
<i>Solenopsis</i>	Onívoro
<i>Strumigenys</i>	Predador
HEMIPTERA	
Anthocoridae	Predador
Cydnidae	Herbívoro

Dipsocoridae	Predador
Gelastocoridae	Predador
Lygaeidae	Herbívoro
Miridae	Fitófago
Pyrrhocoridae	Herbívoro
Schizopteridae	Predador
ORTHOPTERA	
Orthoptera 1	Onívoro
PSOCOPTERA	
Psocoptera 1	Detritívoro
THYSANOPTERA	
Thysanoptera 1	Herbívoro
BLATTODEA	
Blattodea 1	Detritívoro
CLASSE MALACOSTRACA	
ISOPODA	
Isopoda 1	Detritívoro
Isopoda 2	Detritívoro
CLASSE SYMPHYLA	
Symphyla 1	Detritívoro
CLASSE PAUPODA	
Pauropoda 1	Detritívoro

Anexo 2

Sorteio das espécies de plantas nos sacos de decomposição de diferentes pontos amostrais e com diferentes riquezas de espécies. Os números correspondem às espécies listadas abaixo, juntamente com os respectivos nomes comuns e famílias botânicas.

RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PLANTAS	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO 5
1	1	16	7	2	10
2	2.15	7.11	8.10	5.13	15.16
4	11,15,16,3	9,12,2,14	3,4,8,13	1,9,2,14	1,12,14,15
8	11,5,1,13,4,10,6,15	1,12,6,9,5,7,2,10	16,10,7,9,5,4,1,15	12,10,16,5,15,9,14,11	7,1,13,11,2,4,10,16
16	Todas	Todas	Todas	Todas	Todas

Nº	ESPÉCIE	NOME COMUM	FAMÍLIA
1	<i>Luehea grandiflora</i>	Açoita-cavalo	Tiliaceae
2	<i>Aegiphila sellowiana</i>	Papagaio	Verbenaceae
3	<i>Mabea fistulifera</i>	Canudo-de-pito	Euphorbiaceae
4	<i>Tibouchina granulosa</i>	Quaresmeira	Melostomataceae
5	<i>Vernonia diffusa</i>	Pau-de-fumo	Compositae
6	<i>Alchornea triplinervia</i>	Casca-doce	Euphorbiaceae
7	<i>Xylopia sericeae</i>	Pimenteira	Annonaceae
8	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	Quaresminha	Melostomataceae
9	<i>Vismia guianensis</i>	Ruão	Guttifera
10	<i>Ficus microcarpa</i>	Mata-pau	Moraceae
11	<i>Rollinia sylvatica</i>	Araticum-do-mato	Annonaceae
12	<i>Cariniana parvifolia</i>	Jequitibá-cravinho	Lecythidaceae
13	<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	Sessenta-e-um	Erythroxylaceae
14	<i>Piper sp.</i>	João-borandi	Piperaceae
15	<i>Psychotria sessilis</i>	Cafezinho-do-mato	Rubiaceae
16	<i>Guarea guidonia</i>	Curamadre	Meliaceae