

DALANA CAMPOS MUSCARDI

**BIODIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS NATURAIS E  
IMPLANTADOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para a obtenção do título de Doctor Scientiae.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2013

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

T

M985b Muscardi, Dalana Campos, 1980-  
2013 Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas naturais e  
implantados / Dalana Campos Muscardi. – Viçosa, MG, 2013.  
ix, 71f. : il. ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Carlos Frankl Sperber.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Ecossistemas. 2. Biodegradação. 3. Artrópode.  
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de  
Entomologia. Programa de Pós-Graduação em Entomologia.  
II. Título.

CDD 22. ed. 577.82


DALANA CAMPOS MUSCARDI


**BIODIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS NATURAIS E  
IMPLANTADOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para a obtenção do título de *DoctorScientiae*.


Aprovada: 28 de fevereiro de 2013.

  
Prof. Ricardo Ildefonso Campos

  
Profa. Sabrina Almeida

  
Prof. Júlio Louzada

  
Dra. Elizabeth Nichols

  
Prof. Carlos Frankl Sperber  
(Orientador)

Dedico esse trabalho aos dois grandes amores da minha vida.  
Zhé e Elena, a nossa união têm sido um gratificante aprendizado.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à Fapemig pela bolsa de doutorado e pelo financiamento do projeto que subsidiaram este trabalho, à Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia por me acolher dentre os seus pós-graduandos. Quero agradecer também às secretárias do curso de Pós-Graduação em Entomologia, que sempre estiveram à disposição para me auxiliar.

Aos professores Flávia Maria Silva Carmo e Ricardo Campos pelas orientações na coleta das folhas e por cederem seu laboratório e equipamentos. Aos técnicos Luizinho e Ademir, pela ajuda na coleta e identificação das plantas e à ASBEN por ceder as garrafas pet necessárias à confecção dos funis de Berlese.

Ao professor Aníbal Oliveira, por me receber em seu laboratório na Universidade Estadual de Santa Cruz, e permitir meu primeiro contato com a (difícil) taxonomia de ácaros edáficos. À pesquisadora Lucia Macambira do Museu Paraense Emílio Goeldi, pela identificação dos colêmbolas; ao pesquisador Antônio Brescovit do Instituto Butantan, pela identificação das aranhas; à Vívian Sandoval pela identificação dos besouros e à doutora Lívia Araújo pelo auxílio na identificação dos hemípteros.

Agradeço à Maria Luíza, Léon, Júlia e Duca, pelo precioso auxílio na instalação do experimento. À Aninha Carol Maradini pela triagem de boa parte das amostras, sem a qual tudo teria sido mais difícil. Ao Cassiano, Neucir e Ricardo, por ajudarem-me com estatísticas, gráficos, RStudio e afins.

Aos estagiários João, Talita, Júlia, Laura, Sara e Marco, agradeço por auxiliarem não só na realização deste trabalho, mas também na formação da orientadora que eu devo ser. Obrigada pelo tempo que se dedicaram, pela confiança que me deram e a saudade que deixaram. Obrigada por terem feito parte disso.

Aos agricultores de Araponga, agradeço por cederem gentilmente suas propriedades e permitirem a realização deste trabalho, em especial ao João dos Santos, pelo acolhimento.

Aos antigos companheiros do Labort, Marcelo, Bina e Neucir, aos calouros Thiago, Fabiene e Gabriel, aos temporários Cassiano e Lívia e aos jovens Maria Luíza e Léon, agradeço a fantástica convivência ao longo desses quatro anos. Vocês me proporcionaram um excelente ambiente de trabalho, recheado de aprendizados e amizade. Em especial agradeço ao Marcelo e à Bina, duas pessoas fantásticas, com quem eu aprendi muito.

Ao Carlos Sperber, orientador e amigo, agradeço por aceitar o desafio de me orientar. Agradeço a confiança, a amizade e o aprendizado. Obrigada pelo apoio, conversas, discussões e empenho.

À Tathiana Guerra Sobrinho pela instalação dos funis de Berlese até tarde da noite, pelas discussões sobre o projeto, montagem do experimento, coleta e resultados, pelo apoio e preocupação constantes comigo e com o andamento do trabalho, pelas correções, orientações, leituras, enfim, por tudo o que fez para que isso se concretizasse. A você querida Tathi, agradeço também pela nossa amizade, um grande presente que ganhei ao longo desses anos.

Gostaria de agradecer à minha família, em especial aos meus pais, que sempre me apoiaram na conquista dos meus sonhos, que me ensinaram o verdadeiro valor das coisas, que permitiram e me ajudaram chegar até aqui. Rubens e Dalvete, devo a vocês boa parte de quem sou hoje, muito obrigada.

Ao José Henrique, meu coorientador, obrigada pelas discussões, pelas inúmeras vezes que me auxiliou durante todo o andamento do projeto, pelas críticas e correções, leituras e mais discussões. Ao Zhé, meu amigo, meu companheiro, pai da minha filha, não tenho palavras para agradecer. Você foi excepcionalmente compreensivo, companheiro, parceiro, paciente, solidário e indulgente. Obrigada pelo carinho, por participar disso, obrigada por estar ao meu lado nesse momento, por me apoiar, obrigada por fazer essa travessia junto comigo. Obrigada por estar na minha vida, te amo demais!

A todos os amigos que de perto ou de longe me apoiaram, me deram forças e me estimularam neste projeto. Aos aqui anônimos, que sabem o apreço que os tenho, muito obrigada.

## SUMÁRIO

|  |           |
|--|-----------|
| RESUMO .....   | VI        |
| ABSTRACT.....  | VIII      |
| INTRODUÇÃO GERAL .....   | 1         |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....   | 5         |
| <b>Capítulo 1: Biodiversidade e funcionamento do ecossistema: um modelo conceitual de decomposição da serapilheira .....</b>         | <b>9</b>  |
| INTRODUÇÃO.....  | 10        |
| UM BREVE HISTÓRICO DOS ESTUDOS SOBRE BIODIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS – BEF.....  | 10        |
| A BIODIVERSIDADE NOS ESTUDOS DE BEF.....   | 11        |
| O PROCESSO MODELO – DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA.....  | 14        |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....  | 21        |
| <b>Capítulo 2: Efeitos da mistura de serapilheira e importância da fauna edáfica na decomposição e liberação de nutrientes .....</b> | <b>28</b> |
| INTRODUÇÃO.....  | 29        |
| MATERIAIS E MÉTODOS.....   | 31        |
| Áreas de estudo .....  | 31        |
| Coleta dos dados e desenho amostral.....   | 34        |
| Análises estatísticas.....   | 38        |
| Explorando os dados – composição de espécies.....  | 38        |
| Teste das hipóteses – seleção de modelos.....  | 40        |
| RESULTADOS.....  | 41        |
| Explorando os dados – quantificações e GLMM.....   | 41        |
| Explorando os dados – composição de artrópodes .....   | 47        |
| Teste das hipóteses – seleção de modelos.....  | 47        |
| DISCUSSÃO.....   | 51        |
| Diversidade, manejo e funcionamento: efeito da intensidade de manejo sobre a decomposição e a liberação de nutrientes .....          | 51        |
| Diversidade e funcionamento: efeito da diversidade de artrópodes sobre a decomposição e a liberação de nutrientes .....              | 54        |
| Diversidade e funcionamento: efeito da diversidade da serapilheira sobre a decomposição e a liberação de nutrientes .....            | 54        |
| CONCLUSÃO .....  | 56        |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....   | 57        |
| CONCLUSÃO GERAL .....  | 65        |

## RESUMO

MUSCARDI, Dalana Campos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2013. **Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas naturais e implantados.** Orientador: Carlos Frankl Sperber. Coorientadores: José Henrique Schoereder e Ivo Juscksh.

A conversão de habitats naturais em função da atividade agrícola é a principal causa da perda de biodiversidade. Essa perda de biodiversidade pode ser traduzida em perda de funções que mantêm o funcionamento do ecossistema, definido como um conjunto de processos biogeoquímicos responsáveis pelo fluxo de matéria e energia. O funcionamento do ecossistema responde diferentemente à perda de diversidade, em função da importância das espécies que são perdidas, para os processos ecossistêmicos. Se as espécies forem redundantes, a perda de uma espécie é compensada pela existência de outra que desempenha a mesma função e o funcionamento do ecossistema não se altera. Se as espécies forem singulares ou únicas, a perda de alguma espécie causaria drásticas alterações no funcionamento. Além disso, os efeitos da perda de espécies podem ser dependentes das condições sob as quais tal perda ocorre e, como resultado, a resposta do funcionamento às alterações da biodiversidade pode ser imprevisível. Diversas métricas de diversidade e processos ecossistêmicos têm sido utilizados nos estudos de biodiversidade e funcionamento de ecossistemas. As métricas de diversidade mais comuns são a diversidade taxonômica, a diversidade funcional e a diversidade filogenética. Como medidas de funcionamento, podemos citar a decomposição e a ciclagem de nutrientes. O processo de decomposição e liberação de nutrientes pode ser modulado pela biota edáfica. O efeito desses organismos sobre os processos supracitados pode ser alterado pela diversidade da serapilheira e por características do ambiente onde eles ocorrem. A presente tese visou investigar os efeitos da diversidade da serapilheira e de artrópodes edáficos na decomposição e liberação de nutrientes. Além disso, analisamos o efeito de diferentes intensidades de manejo (fragmentos florestais, agroecossistemas convencionais de café e agroflorestas de café) sobre a decomposição e a liberação de nutrientes. Construímos um modelo conceitual a partir de um fluxograma de processos abordando os principais fatores que afetam o processo de decomposição, bem como algumas interações, enfatizando diferentes métricas de diversidade. Elaboramos um fluxograma simplificado de teia trófica edáfica,



relacionado às diferentes guildas de organismos, a diversidade da serapilheira e o processo de decomposição. Desenvolvemos um estudo experimental, utilizando metodologia de sacos de decomposição contendo folhas de café e de árvores presentes em agroflorestas de café, e controlamos a diversidade de artrópodes com biocida. Tal estudo visou testar se a decomposição e a liberação de nutrientes aumentavam com a diversidade de artrópodes e de plantas da serapilheira, e se eram maiores em áreas com manejo menos intenso. A diversidade de artrópodes foi afetada pelo manejo, pelo biocida e pela diversidade de serapilheira. A decomposição foi afetada pela diversidade da serapilheira e a liberação de nutrientes foi afetada pela diversidade da serapilheira, pela diversidade de artrópodes e pelo manejo. A ausência de efeito do tipo de manejo sobre a decomposição e a liberação de nutrientes, pode se dever a não variação da abundância de ácaros e colêmbolas entre os ambientes estudados. Somente em relação à liberação de carbono observamos efeito do manejo e, possivelmente, tal fator se deve ao uso de fertilizantes, que pode alterar a ciclagem de nutrientes em agroecossistemas quando comparado a ambientes não manejados. No entanto, considerando-se a menor escala de análise, podemos observar a diminuição da abundância de ácaros e colêmbolas em função da presença do biocida, repercutindo diretamente na diminuição da decomposição. Além disso, a naftalina possui efeito fungicida podendo diminuir a atividade dos decompositores na degradação do material foliar. Podemos inferir que não foi através da heterogeneidade de recursos para os artrópodes que a diversidade de serapilheira favoreceu a decomposição. O mecanismo por trás desse efeito pode residir no aumento da atividade e diversidade de decompositores a partir da riqueza de espécies de plantas da serapilheira. Esse aumento da atividade microbiana pode se dar via variação do microclima edáfico ou aumento da qualidade da serapilheira, ambos os fatores derivados da diversidade da riqueza de espécies de plantas. Em nosso estudo, observamos claramente a importância da riqueza de espécies da serapilheira e da diversidade de artrópodes edáficos na determinação da decomposição e da liberação de nutrientes. Notamos ainda a necessidade de incluir ambientes manejados nos estudos de BEF devido aos seus efeitos na decomposição e na comunidade de fauna edáfica. Recomendamos também a análise conjunta da composição da serapilheira, da diversidade da fauna edáfica e de aspectos da comunidade decompositora. Por fim, nosso estudo se destaca pela manipulação da diversidade da serapilheira e da fauna edáfica. O uso de experimentos manipulativos pode favorecer o surgimento de padrões nos estudos de BEF.

## ABSTRACT

MUSCARDI, Dalana Campos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Biodiversity and ecosystem functioning in natural and manage ecosystems**. Adviser: Carlos Frankl Sperber. Co-advisers: José Henrique Schoereder e Ivo Juscksh.

The conversion of natural habitats due to agricultural activity is the main cause of biodiversity loss. This biodiversity loss can be expressed as loss of function which maintains the ecosystem functioning. The ecosystem functioning can be defined as a set of biogeochemical processes responsible for the matter and energy flow. The diversity loss affects the ecosystem functioning through many ways, according to the importance of species that are lost. Several estimates of diversity and ecosystem processes have been used in studies of biodiversity and ecosystem functioning. The most common diversity estimates in BEF studies are taxonomic diversity, functional diversity and phylogenetic diversity. Decomposition and nutrient cycling can be used as measures of ecosystem functioning. Decomposition is the progressive breakdown of organic matter into smaller pieces, until the organic molecules are mineralized in its primary constituents: water, carbon dioxide and mineral elements. The release and nutrients cycling litter layer promote the nutrients absorption by plants and maintains soil fertility and productivity. The process of decomposition and nutrient release can be modulated by edaphic biota, and the effect of these organisms on such processes can be changed by litter diversity and environment characteristics of where they occur. This thesis aimed to investigate the effects of litter diversity and edaphic arthropods in decomposition and nutrient release. In addition, we analyzed the effect of different management intensities (forest fragments, conventional coffee systems and agroforestry coffee systems) on the decomposition and nutrient release. We used leaf litter decomposition as a model of ecosystem function, presenting a flowchart of processes that affect decomposition, and relating these processes to litter diversity. We detail some relationships between fauna involved in litter breakdown from a simplified trophic web. Moreover, we used litter bags methodology containing coffee and tree leaves of plant species present in the coffee systems. Biocide was used to diminish arthropod diversity. This study aimed to test whether the decomposition and nutrient release increased with the diversity of arthropods and plant litter, and if there were higher in areas with less intensive

management. The diversity of arthropods was affected by the management, the biocide and the litter diversity. The decomposition was affected by the litter diversity and nutrient release was affected by litter diversity, arthropods diversity and management. The lack of management effect on decomposition and nutrient release may be due to the fact that the abundance of mites and collembolans did not varies in among the studied environments. The management effect on carbon release is possibly due to the use of fertilizers, which can alter nutrient cycling in agroecosystems compared to natural environments. However, in a smaller scale of analysis, we can observe a decrease in abundance of mites and collembolans due to the presence of biocide, and this decrease diminish decomposition. Furthermore, naphthalene has a fungicidal effect and may decrease the activity of decomposers in degradation of leaf material. We can account that it was not through the route 'resource heterogeneity to arthropods', that litter diversity enhance litter decomposition. The mechanism behind this effect may lie in increasing activity and diversity of decomposers by litter species richness. This increase in microbial activity can occur via edaphic microclimate variation or increased litter quality, both factors derived from litter diversity. We observed the importance of litter species richness and edaphic arthropods diversity in decomposition and nutrient release processes in our study. We also note that managed environments must be included in BEF research, due to their effects on decomposition and soil fauna community. We also recommend that litter composition, soil fauna diversity and decomposers have to be analyzed together. Finally, our study stands out by manipulating the diversity of litter and soil fauna. The use of manipulative experiments may clarify the patterns in BEF studies.

## INTRODUÇÃO GERAL

A perda da biodiversidade tem sido tema de muitos estudos (Pimm et al., 1995; Ostfeld e LoGiudice, 2003; Balvanera et al., 2006; Philpott et al., 2008). Estima-se que a taxa de extinção seja da ordem de 0,1 a 1 espécie por milhão de espécies, por ano (Pimm et al., 1995) e que, atualmente, a principal causa da perda de espécies seja a perda de hábitat em função da atividade agrícola (Dirzo e Raven, 2003). Toda a biodiversidade perdida pode ser traduzida em perda de diversidade funcional, que está relacionada às características que permitem aos organismos desempenharem diferentes funções no ecossistema (Díaz e Cabido, 2001). Essas funções, como a dispersão de sementes (Gorb et al., 2000), o controle biológico de pragas (Gordon et al., 2009), a polinização (Vergara e Badano, 2009), a ciclagem de nutrientes (Nichols et al., 2008), a decomposição (Wang et al., 2009), dentre outras, constituem-se vitais para o funcionamento do ecossistema.

O funcionamento do ecossistema pode ser entendido como um conjunto de processos biogeoquímicos e funções ecossistêmicas (Naeem, 2009), responsáveis pelo fluxo de matéria e energia, estando diretamente relacionados à dinâmica de recursos e à estabilidade do ecossistema (Díaz e Cabido, 2001). De acordo com Naeem (2002), o funcionamento do ecossistema pode responder diferentemente à perda de diversidade de acordo com as características das espécies perdidas. Se as espécies forem redundantes a perda de uma espécie é compensada pela existência de outra que desempenha a mesma função. Dessa forma, até certo ponto, não haveria diminuição do funcionamento do ecossistema ao se perder espécies e, por outro lado, não haveria aumento no funcionamento do ecossistema ao se acrescentar espécies. No entanto, se as espécies forem singulares ou únicas, a perda ou o acréscimo de alguma espécie causaria drásticas alterações no funcionamento. Por fim, os efeitos da perda ou ganho de espécies podem ser dependentes das condições (composição da comunidade, fertilidade do solo, etc.) sob as quais tal perda ou ganho acontece (Naeem, 2002). Como resultado, a resposta do funcionamento às alterações da biodiversidade seria imprevisível.

Estudos acerca dos efeitos da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema (BEF) utilizam diversas métricas de diversidade, bem como medidas de funcionamento. A diversidade taxonômica é a estimativa de diversidade tradicionalmente utilizada nos estudos de BEF (Naeem et al., 2002), sobretudo pela facilidade de estimativa. A diversidade funcional tem sido incluída como métrica,

utilizando como base a semelhança nos efeitos das espécies sobre os processos do ecossistema. Tal semelhança se deve ao compartilhamento, pelas espécies, de determinadas características que permitem, inclusive, incluí-las em grupos funcionais (Tilman, 2001). Nos últimos anos, houve a inclusão da diversidade filogenética (Flynn et al., 2011).

A produtividade primária é a propriedade ecossistêmica mais utilizada como medida de funcionamento (Balvanera et al., 2006), embora a decomposição e a ciclagem de nutrientes tenham ganhado força devido à falta de informações a respeito desses processos (Prescott, 2005; Cornwell et al., 2008; Giebelmann et al., 2010). A ciclagem de nutrientes é a movimentação dos nutrientes dos organismos para meio abiótico e desse, novamente aos organismos. A liberação de nutrientes a partir da serapilheira permite a absorção dos nutrientes essenciais, a manutenção da produtividade e a fertilidade do solo (Powledge, 2006). A decomposição é a quebra progressiva da matéria orgânica em partes menores até que as moléculas orgânicas sejam mineralizadas em seus constituintes primários: água, gás carbônico e elementos minerais (Cotrufo et al., 2009). O processo de decomposição da serapilheira é regulado por três fatores que interagem entre si: características ambientais, qualidade do material a ser decomposto e biota edáfica (Swift et al., 1979; Cotrufo et al., 2009).

As características ambientais que interferem na decomposição são a umidade e a temperatura (Cotrufo et al., 2009), relacionados ao clima. O clima pode afetar a decomposição indiretamente, alterando as características da serapilheira, ou diretamente, controlando a atividade dos organismos decompositores. A composição química das plantas pode ser resultante da formação do solo e da ciclagem de nutrientes, ambos regulados pelo clima (Aerts, 1997). Assim, em locais mais quentes e úmidos a mineralização de nutrientes pode ser maior, resultando em maiores concentrações de nutrientes na serapilheira, aumentando sua degradabilidade e decomposição (Hättenschwiler et al., 2011). Somado a isso, o efeito direto do ambiente físico-químico sobre a decomposição se dá a partir do favorecimento da atividade dos microrganismos decompositores por maiores temperatura e umidade, aumentando a decomposição e liberação de nutrientes (González e Seastedt, 2001; Hättenschwiler et al., 2011).

A qualidade da serapilheira está associada à degradabilidade do material foliar (Melillo et al., 1982) e a concentração de determinados nutrientes podem determinar essa degradabilidade (Li et al., 2011). Altas concentrações de nitrogênio e fósforo e altas proporções de compostos carbônicos facilmente degradáveis, como açúcares, têm

sido associadas à serapilheira mais degradável (Li et al., 2011). Por outro lado, compostos carbônicos menos degradáveis (como lignina) diminuem a degradabilidade por exigirem maior gasto de energia pelos organismos para serem decompostos (Melillo et al., 1982).

A biota edáfica é o terceiro fator que afeta a decomposição, principalmente em ecossistemas tropicais, onde os artrópodes são abundantes e seu efeito sobre a decomposição é mais consistente (González e Seastedt, 2001; Smith e Bradford, 2003). Tais organismos removem, misturam, quebram e digerem os detritos metabolizando os constituintes da serapilheira, mineralizando e disponibilizando os nutrientes para as plantas (Hattenschwiler e Gasser, 2005). Modificações na comunidade edáfica, em diferentes escalas, podem alterar o efeito que esses organismos exercem sobre os processos ecossistêmicos. De acordo com Kaneko e Salamanca, (1999), por exemplo, uma serapilheira composta por várias espécies de plantas resulta em uma heterogeneidade estrutural que permite maior abundância de microartrópodes e aumento da decomposição. Em maior escala de análise, Shibu (2009) aponta que técnicas de manejo menos intensas e o aumento da diversidade de plantas, como ocorre em sistemas agroflorestais, podem aumentar a diversidade de artrópodes e favorecer diversas funções do ecossistema.

O Brasil é detentor de 10% de toda biodiversidade conhecida (Lewinsohn e Prado, 2005), sendo que a maior parte dessa biodiversidade está concentrada no Bioma Mata Atlântica, o qual se constitui um dos 25 hotspots de biodiversidade existentes (Mittermeier et al., 1998). Todavia, de acordo com dados do DIEESE (2011), 22% do território brasileiro são formados por áreas cultivadas e destas, 2,5% constituem-se de sistemas agroflorestais. Este tipo de agroecossistema é fundamentado na introdução de árvores no meio da cultura principal e no uso de técnicas agroecológicas de manejo (Altieri, 1999). As agroflorestas têm efeitos positivos sobre a biodiversidade (Tscharntke et al., 2011), sendo muito utilizadas como manejo de culturas permanentes como o cacau e o café (Moço et al., 2008). O cultivo do café representa 35% da produção total de lavouras permanentes, ocupando mais de dois milhões de hectares do território nacional.

Apesar dos benefícios de sistemas agroflorestais à biodiversidade estarem bem fundamentados (Moço et al., 2008; Jha e Vandermeer, 2010), o funcionamento de agroflorestas tem sido pouco explorado (Shibu, 2009) e os estudos de BEF realizados em ecossistemas manejados ainda são poucos (Naeem e Wright, 2003). Numa

perspectiva conservacionista é fundamental investigar os efeitos do manejo de agroecossistemas na decomposição e ciclagem de nutrientes, sobretudo porque esses processos sustentam todos os outros processos ecossistêmicos (Powledge, 2006). Além disso, são necessários mais estudos na região tropical que abordem a diversidade da serapilheira no contexto de funcionamento e incluam a ação dos artrópodes edáficos (González e Seastedt, 2001; Hättenschwiler et. al, 2005).

A presente tese, dividida em dois capítulos, visou investigar os efeitos da biodiversidade no funcionamento de ecossistemas naturais e implantados. Para tanto, exploramos os efeitos da diversidade da serapilheira e de artrópodes edáficos na decomposição e liberação de nutrientes em fragmentos florestais e em agroecossistemas de café.

No primeiro capítulo apresentamos um breve histórico acerca dos estudos de BEF, expondo as principais métricas utilizadas nesses estudos. Utilizamos o processo de decomposição como um “processo modelo” através de um fluxograma, incluindo aspectos da serapilheira e da fauna edáfica que interagem e interferem no processo de decomposição.

No segundo capítulo abordamos os efeitos da diversidade da serapilheira, da diversidade de artrópodes e da intensidade de manejo no funcionamento do ecossistema. Testamos a hipótese de que a diminuição da diversidade da serapilheira e de artrópodes e o aumento da intensidade de manejo diminuem a taxa de decomposição e a liberação de nutrientes. Além disso, exploramos os efeitos da diversidade de serapilheira e do manejo agrícola na comunidade de artrópodes.

## Referências Bibliográficas

- Aerts, R., 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 439–449.
- 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, 1146–56.
- Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., Queded, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D. a, Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., Van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Callaghan, T. V, Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J. a, Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N. a, Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology letters* 11, 1065–71.
- Cotrufo, M., F., Del Gado, I., Piermatteo, D. 2009. Litter decomposition: concepts, methods and future perspectives. In: *Soil Carbon Dynamics. An integrated methodology*. Eds: Werner L. Kutsch, Michael Bahn, Andreas Heinemeyer. Cambridge University Press, New York.
- DIEESE, D.I. de E. e E.S., 2011. Estatísticas do meio rural 2010-2011, 4th ed. Ministério do Desenvolvimento Agrário, São Paulo.
- Dirzo, R., Raven, P.H., 2003. Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 137–167.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655.
- Flynn, D., Mirotnick, N., Jain, M., Palmer, M., Naeem, S., 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships. *Ecology* 92, 1573–1581.



- Gießelmann, U.C., Martins, K.G., Brändle, M., Schädler, M., Marques, R., Brandl, R., 2010. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. *Applied Soil Ecology* 46, 283–290.
- González, G., Seastedt, T.R., 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* 82, 955–964.
- Gorb, S.N., Gorb, E. V, Punttila, P., 2000. Forum Effects of redispersal of seeds by ants on the vegetation pattern in a deciduous forest : A case study. *Acta Oecologica* 21, 293–301.
- Gordon, C.E., McGill, B., Ibarra-Núñez, G., Greenberg, R., Perfecto, I., 2009. Simplification of a coffee foliage-dwelling beetle community under low-shade management. *Basic and Applied Ecology* 10, 246–254.
- Hättenschwiler, S., Gasser, P., 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS* 102, 1519–1524.
- Hättenschwiler, S., Coq, S., Barantal, S., Handa, I.T., 2011. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. *New Phytologist* 189, 950–965.
- Jha, S., Vandermeer, J.H., 2010. Impacts of coffee agroforestry management on tropical bee communities. *Biological Conservation* 143, 1423–1431.
- 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.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2005. How Many Species Are There in Brazil? *Conservation Biology* 19, 619–624.
- Li, L.-J., Zeng, D.-H., Yu, Z.-Y., Fan, Z.-P., Yang, D., Liu, Y.-X., 2011. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. *Journal of Arid Environments* 75, 787–792.

- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. *Ecology* 63, 621–626.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., Fonseca, G.A.B. da, Olivieri, S., 1998. Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conservation Biology* 12, 516–520.
- Moço, M.K.S., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, a. C., Machado, R.C.R., Baligar, V.C., 2008. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems* 76, 127–138.
- Naeem, S., Loreau, M., Inchausti, P., 2002. Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. In Loreau, M., S. Naeem, & P. Inchausti. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford. 294p.
- Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C., 2009. Introduction: the ecological and social implications of changing biodiversity. An overview of a decade of biodiversity and ecosystem functioning research. In Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. editors. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford University Press, Oxford. 372p.
- Nichols, E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezcuitad, M.E. Favila, The Scarabaeinae Research Network. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141: 1461–1474.
- Ostfeld, R.S., LoGiudice, K., 2003. Community disassembly, biodiversity loss, and the erosion of an ecosystem service. *Ecology* 84, 1421–1427.
- Philpott, S.M., Arendt, W.J., Armbrrecht, I., Bichier, P., Diestch, T. V, Gordon, C., Greenberg, R., Perfecto, I., Reynoso-Santos, R., Soto-Pinto, L., Tejeda-Cruz, C., Williams-Linera, G., Valenzuela, J., Zolotoff, J.M., 2008. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees.

- Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology 22, 1093–1105.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science (New York, N.Y.)* 269, 347–50.
- Powledge, F., 2006. The Millennium Assessment. *BioScience* 56, 880–886.
- Prescott, C.E., 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220, 66–74.
- Shibu, J., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76, 1–10.
- Smith, V.C., Bradford, M., 2003. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology* 24, 197–203.
- Swift, M.J.; Aheal, O.W.; Anderson, J.M. 1979 Decomposition in terrestrial ecosystems. Berkeley: University of California Press. p. 66-117.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In Levin, S. A.. *Encyclopedia of Biodiversity*. Vol. 3. Academic Press, San Diego, CA. 871p.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S. a., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Hölscher, D., Juhbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Veldkamp, E., Wanger, T.C., 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - a review. *Journal of Applied Ecology* 48, 619–629.
- Vergara, C., Badano, E., 2009. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 117–123.
- Wang, S., Ruan, H., Wang, B., 2009. Effects of soil microarthropods on plant litter decomposition across an elevation gradient in the Wuyi Mountains. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 891–897.

## **CAPÍTULO 1**

### **BIODIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA: UM MODELO CONCEITUAL DE DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA**

## **Introdução**

Neste capítulo apresentaremos um breve histórico dos estudos sobre biodiversidade e funcionamento de ecossistemas (BEF), descrevendo os principais modelos usados para explicar a relação entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, bem como as métricas de diversidade mais comumente utilizadas. Além disso, usaremos a decomposição da serapilheira como um “processo modelo”, apresentando um fluxograma de mecanismos que afetam a decomposição, relacionando-os à diversidade da serapilheira. Finalmente, apresentaremos um fluxograma simplificado da teia trófica edáfica relacionando-a à decomposição, e algumas perspectivas para estudos futuros nesta área .

### **Um breve histórico dos estudos sobre biodiversidade e funcionamento de ecossistemas – BEF**

Há pouco mais de duas décadas, os ecólogos confrontaram a visão de que a biodiversidade era meramente uma expressão das condições abióticas do ambiente e, alternativamente, começaram a reconhecer que as propriedades do ambiente eram também afetadas pela biota (Chapin, 1992). Tal reconhecimento impulsionou a busca pela elucidação do efeito da perda da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema, gerando mais de 50 hipóteses diferentes para explicar como seria dada essa relação (Schläpfer e Schmid, 1999). O funcionamento do ecossistema pode ser entendido como um conjunto de processos biogeoquímicos e funções ecossistêmicas (Naeem, 2009), responsáveis pelo fluxo de matéria e energia, estando diretamente relacionados à dinâmica de recursos e à estabilidade do ecossistema (Díaz e Cabido, 2001).

As hipóteses que explicam o efeito da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema podem ser classificadas em três grandes classes (Naeem et al., 2002). Na primeira classe enquadram-se as hipóteses que assumem as espécies como redundantes, sendo que a perda de alguma espécie é compensada pela existência de outra que desempenha a mesma função. Dessa forma, até certo ponto, não haveria diminuição do funcionamento do ecossistema ao se perder espécies e, por outro lado, não haveria aumento no funcionamento do ecossistema ao se acrescentar espécies. Na segunda categoria de hipóteses estão aquelas que assumem as espécies como singulares ou únicas, consideradas, por exemplo, como espécies-chave. Dessa forma, as espécies não

apresentam redundância e a perda ou o acréscimo de alguma espécie causaria drásticas alterações ao funcionamento. Finalmente, há as hipóteses onde os efeitos da perda ou ganho de espécies sobre o funcionamento não depende das espécies presentes e sim das condições sob as quais essa perda ocorre, sendo considerados idiossincráticos.

Essas hipóteses-modelo formaram (Schläpfer e Schmid, 1999) a estrutura necessária para que a relação entre biodiversidade e funcionamento fosse experimentalmente testada. Esses testes se iniciaram com o uso de aproximações simples, teóricas e laboratoriais dos ecossistemas naturais, passando pelos estudos experimentais observacionais e manipulativos, incorporando variações ambientais reais, alcançando a aplicabilidade em políticas públicas de manejo e conservação da biodiversidade (Solan, et al., 2009).

### **A biodiversidade nos estudos de BEF**

A biodiversidade pode ser estimada de diferentes formas, sendo tradicionalmente acessada via diversidade taxonômica. Em relação aos estudos de BEF, podemos dizer que numa perspectiva histórica a diversidade taxonômica foi inicialmente utilizada, sendo a diversidade funcional posteriormente incluída e, mais recentemente, observamos também o uso da diversidade filogenética como métrica de biodiversidade (Naeem e Wriqth, 2003).

A diversidade taxonômica pode ser traduzida em abundância, riqueza e composição de espécies (Mikola et al., 2002; Pacini, 2009), parâmetros de fácil acesso e estimativa, consolidando-se informações básicas para a geração de índices de diversidade (como Simpson e Shannon), usados para estimar e comparar a biodiversidade presente em diferentes locais (Pielou, 1966; Simpson, 1949). As espécies são identificadas a partir de aspectos morfológicos ou genéticos, e ao se utilizar a diversidade taxonômica como métrica, assume-se a premissa de que as diferenças existentes entre as espécies são determinadas por estes aspectos. No entanto, em relação aos efeitos dos organismos sobre o funcionamento do ecossistema, muitos autores sugerem que a diversidade taxonômica não é a métrica mais adequada (Hooper et al., 2002), sendo necessário acessar a diversidade funcional.

A diversidade funcional (DF) é considerada uma estimativa com maior poder de tradução dos efeitos da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema, pois ela se refere àqueles componentes da biodiversidade que interferem diretamente na forma

como o ecossistema opera (Tilman, 2001). A DF pode ser entendida como o conjunto das características, de espécies ou organismos, responsáveis por alterar um ou mais aspectos do funcionamento do ecossistema (Tilman, 2001). Tais características podem ser relacionadas às habilidades que os organismos possuem de exercerem ou alterarem funções e processos ecossistêmicos como a dispersão de sementes (Gorb et al., 2000), o controle biológico de pragas (Gordon et al., 2009), a polinização (Vergara e Badano, 2009), a ciclagem de nutrientes (Nichols et al., 2008), a decomposição (Wang et al., 2009), a produtividade (Balvanera et al., 2006; Poisot et al., 2013), dentre outros.

Teoricamente, à medida que a riqueza de espécies aumenta, há um aumento da DF, por se entender que maior riqueza de espécies significa maior número de diferentes características compartilhadas entre as espécies (Petchey e Gaston, 2002), representando diferentes funções, fazendo da riqueza de espécies uma possível estimativa da DF. Porém, traduzir diversidade funcional a partir da riqueza de espécies pressupõe assumir que a relação entre o número de espécies e a ocupação de nichos é linear, o que não ocorre na natureza (Díaz e Cabido, 2001; Ricotta, 2005).

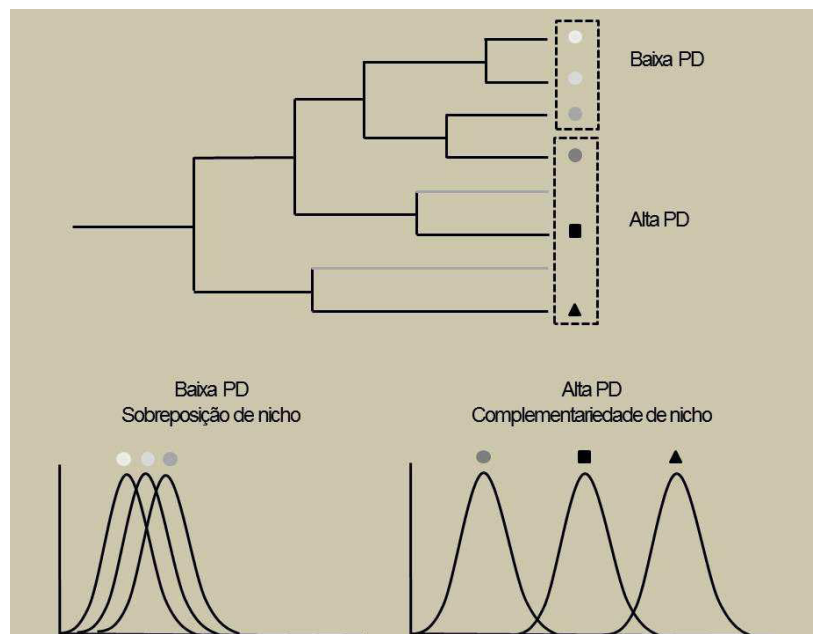
Dessa forma, o uso de riqueza de espécies como estimativa de DF tem sido alvo de críticas, sendo substituído por aspectos como nível trófico, guilda, e características fisiológicas e fenotípicas dos organismos. Tais características são frequentemente consideradas para determinar a DF, por expressarem mais diretamente as relações dos organismos com seus nichos e, conseqüentemente, seus efeitos nos processos do ecossistema (Petchey e Gaston, 2002; Poisot et al., 2013). A partir da análise desses fatores é possível a determinação e a inclusão das espécies nos grupos funcionais, que reúnem organismos que executam funções similares e que, conseqüentemente, exercem efeito semelhante sobre o ecossistema (Cadotte et al., 2009; Tilman, 2001) e isso se constitui na abordagem mais comumente utilizada para estimar a DF nos estudos de BEF.

No entanto, estudos recentes têm observado a existência de uma íntima relação entre a diversidade funcional e a diversidade filogenética (DFI), sobretudo considerando grupos funcionais como estimativa da DFI (Cadotte et al., 2008; Flynn et al., 2011; Petchey e Gaston, 2006; Srivastava, et al., 2012). De acordo com Cadotte e colaboradores (2008), existe uma correlação entre grupos funcionais e diversidade filogenética, sendo esta última mais robusta na expressão do efeito da biodiversidade nos processos do ecossistema.

As características funcionais das espécies, bem como todas as outras, surgem ao longo de sua história evolutiva, afetando o modo como as espécies se distribuem e se relacionam, tendendo a serem compartilhadas entre espécies que possuem ancestral comum (Cadotte et al., 2008). Cadotte e colaboradores (2008) argumentam que, uma vez que tais características podem influenciar processos ecossistêmicos a história filogenética pode afetar o funcionamento do ecossistema. Isso ocorre porque espécies estreitamente relacionadas tendem a ocupar nichos semelhantes, e, dessa forma, possivelmente desempenham papel semelhante nos processos ecossistêmicos. Consequentemente, comunidades compostas por espécies que abrangem maior gama de nichos (espécies mais distantemente relacionadas) seriam mais eficientes em manter o funcionamento do ecossistema (Fig. 1), uma vez que as espécies afetariam de modo diferenciado os processos ecossistêmicos (Cadotte et al., 2012; Flynn et al., 2011). Há duas principais razões para se usar a DFi como medida de diversidade em substituição aos grupos funcionais: 1) a remoção ou adição de uma espécie funcionalmente redundante pode ter efeitos nos processos ecossistêmicos, evidenciando que há importantes diferenças funcionais não capturadas pelos grupos e; 2) em se tratando da previsão de variação em processos ecossistêmicos como a produtividade, os grupos funcionais podem explicar tanto quanto categorias de grupos escolhidos ao acaso (Cadotte et al., 2009).

A diversidade filogenética pode ser definida como a soma dos ramos filogenéticos que ligam as espécies (Cadotte et al., 2009), e tal estimativa pode ser obtida de várias formas. Vellend e colaboradores (2011) apresentam considerações importantes a respeito da escolha dessas estimativas, apontando os tipos de métricas normalmente usadas em estudos de ecologia de comunidades: 1) PD: soma de todos os comprimentos dos ramos na porção de uma árvore filogenética que liga o conjunto de espécies foco; 2) MPD: média da distância filogenética entre cada par de espécies no conjunto foco; 3) SPD: soma das distâncias filogenéticas entre cada par de espécies (MPD) multiplicado pelo número de pares de espécies e; 4) MNND: média da distância filogenética de cada espécie em relação ao seu parente mais próximo, no conjunto de espécies foco. O uso da história evolutiva das espécies, por meio da DFI, pode favorecer a compreensão dos efeitos da perda de biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema (Flynn et al., 2011).





**Figura 1:** relação entre diversidade funcional e filogenética de uma comunidade, considerando a existência de sinal filogenético para as características funcionais em questão. Espécies mais próximas são mais similares (símbolos diferem somente na cor) que espécies mais distantes (símbolos diferem na forma). Adaptado de Srivastava et al. (2012).

### O processo modelo – decomposição da serapilheira

A decomposição é um processo suporte do ecossistema, necessário à manutenção de todas as outras funções ecossistêmicas, como a regulação do clima ou o provisão de água (Corvalan et al., 2005). Devido às implicações e à importância do processo de decomposição em escala local, como na produtividade de áreas agrícolas (Palm e Sanchez, 1990; Seneviratne, 2000), e também em escala global, como no ciclo biogeoquímico do carbono (Fearnside, 2000), estudos envolvendo biodiversidade e decomposição têm sido cada vez mais frequentes (Cragg e Bardgett, 2001; Harguindeguy et al., 2007; Pettit et al., 2011; Szanser et al., 2011; Yang e Chen, 2009). A meta fundamental destes estudos é entender como interagem os fatores que dirigem a decomposição e quais as consequências da diminuição da biodiversidade sobre esse processo.

A decomposição é o processo pelo qual a matéria orgânica é quebrada progressivamente em partes menores até que as moléculas orgânicas sejam mineralizadas em seus constituintes primários: água, gás carbônico e elementos minerais (Swift et al., 1979). O processo de decomposição é regulado por três fatores

principais: o ambiente físico-químico, a qualidade do material a ser decomposto e a biota edáfica (Cotrufo et al., 2009; Melillo et al., 1982; Swift et al., 1979).

O ambiente físico-químico está relacionado ao clima, sobretudo à umidade e temperatura (Aerts, 1997; Cotrufo et al., 2009). O clima pode afetar a decomposição indiretamente, alterando as características da serapilheira, ou diretamente, controlando a atividade dos organismos decompositores. A composição química das plantas pode ser resultante da formação do solo e da ciclagem de nutrientes, ambos regulados pelo clima (Aerts, 1997). Assim, em locais mais quentes e úmidos a mineralização de nutrientes pode ser maior, resultando em maiores concentrações destes na serapilheira, aumentando sua degradabilidade e decomposição (Hättenschwiler et al., 2011). Somado a isso, o efeito direto do ambiente físico-químico sobre a decomposição se dá a partir do favorecimento da atividade dos microrganismos decompositores por maiores temperatura e umidade, aumentando a decomposição e liberação de nutrientes (González e Seastedt, 2001; Hättenschwiler et al., 2011).

O segundo principal fator que regula a decomposição é a qualidade do material da serapilheira, frequentemente associada à degradabilidade do material foliar (Melillo et al., 1982). Não há um índice unânime de qualidade da serapilheira, porém a concentração de determinados nutrientes tem sido frequentemente associada à sua qualidade (Li et al., 2011). Altas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) e altas proporções de compostos carbônicos facilmente degradáveis como açúcares, por exemplo, têm sido associadas à serapilheira de melhor qualidade (Li et al., 2011), proporcionando maior velocidade de decomposição. Contrariamente, compostos carbônicos menos degradáveis (como lignina, por exemplo) diminuem a degradabilidade e a qualidade da serapilheira, por exigirem maior gasto de energia pelos organismos para serem decompostos (Melillo et al., 1982).

A biota edáfica é o terceiro fator regulador da decomposição, a qual compreende uma plethora de organismos, que vão de bactérias a insetos. Tais organismos removem, misturam, quebram e digerem os detritos metabolizando os constituintes da serapilheira, mineralizando e disponibilizando os nutrientes para as plantas (Hättenschwiler e Gasser, 2005). Apesar de todos os componentes da biota edáfica desempenharem um importante papel no processo de decomposição, os principais agentes decompositores e responsáveis pela mineralização dos nutrientes, são os fungos e as bactérias. Os fungos são capazes de colonizar folhas recém-caídas a partir da construção de uma rede de hifas que os permitem transferir carbono e nitrogênio da serapilheira para o solo. Já as

bactérias são as principais responsáveis pela mineralização e disponibilização do nitrogênio, um nutriente essencial para as plantas (Andrade et al., 2003). A atividade dos decompositores é afetada pela ação de alguns artrópodes detritívoros, que quebram os detritos ao ingeri-los, facilitando a decomposição da serapilheira pelos microrganismos (Pramanik et al., 2001).

A diversidade de plantas que compõe a serapilheira pode apresentar diferentes efeitos sobre o processo de decomposição, como pode ser visto no fluxograma proposto (Fig. 2). De forma geral, o principal mecanismo através do qual a diversidade da serapilheira afeta a decomposição é via heterogeneidade de recursos (Kaneco e Salamanca, 1999). A diversidade taxonômica da serapilheira pode ser entendida aqui de diferentes formas: diferentes composições de espécies, grupos funcionais ou diversidade filogenética; sendo que um aumento em qualquer uma delas resultaria em maior heterogeneidade da serapilheira.

Uma serapilheira mais diversa apresenta fonte de recurso variado, permitindo a ocorrência de maior abundância e riqueza de organismos detritívoros e decompositores (Kaneco e Salamanca, 1999). Dessa forma, através da ação desses organismos a decomposição aconteceria numa taxa mais elevada. Além disso, variações microclimáticas no ambiente edáfico também podem ser resultantes da diversidade da serapilheira, aumentando a riqueza de espécies habitantes do material foliar em degradação (Wardle et al., 1997), resultando em aumento da decomposição.

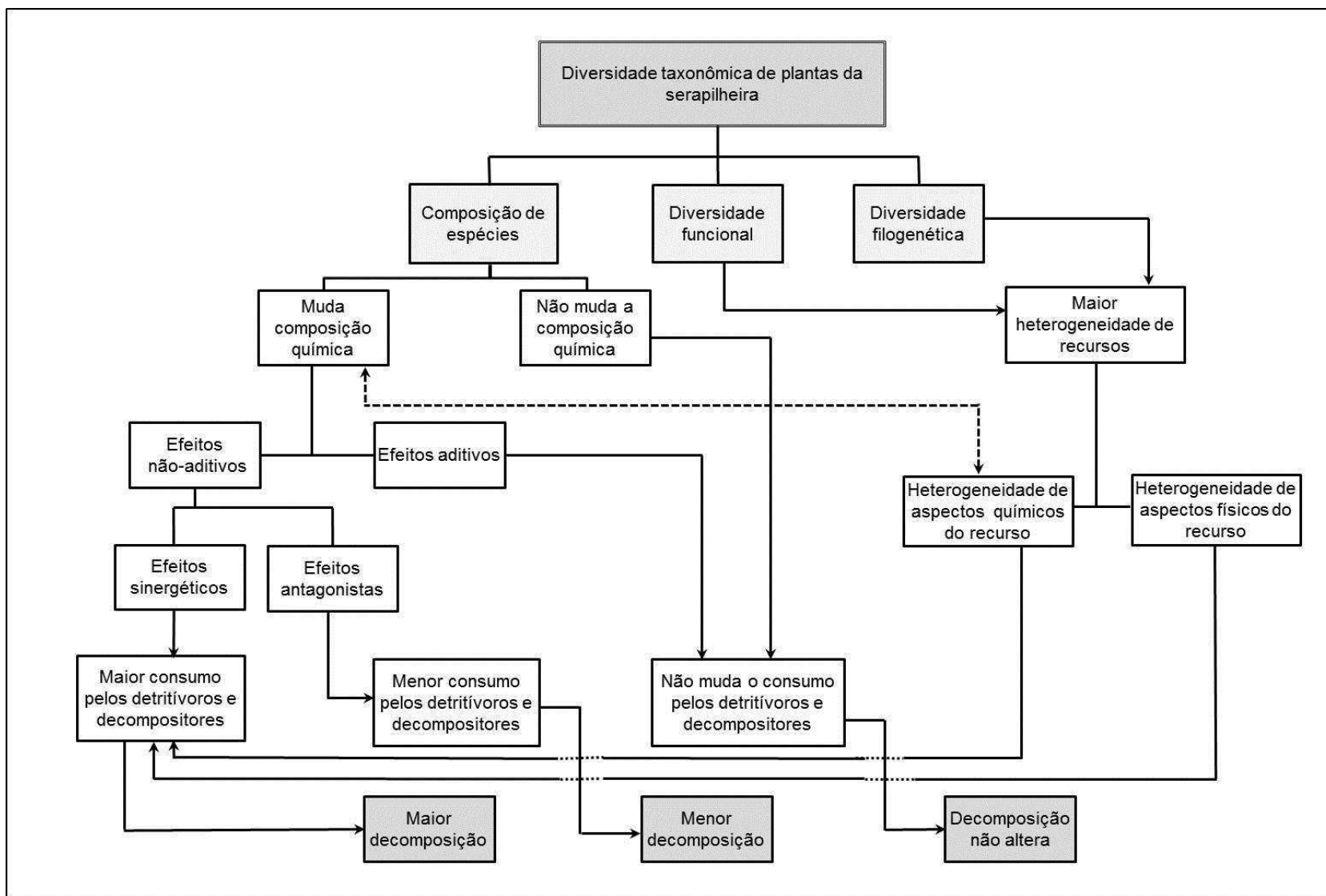
A heterogeneidade promovida pela mistura de serapilheira pode se dar tanto em relação aos aspectos físicos das plantas, quanto aos químicos. Em relação aos aspectos físicos sabe-se, por exemplo, que menor rigidez e lignificação e maior área foliar, estão correlacionadas a maiores taxas de decomposição (Cornelissen et al., 1999; Harguindeguy et al., 2000; Palm e Sanchez, 1990;). Em relação aos aspectos químicos, maiores concentrações de carbono e nitrogênio foliares, são frequentemente correlacionadas a altas taxas de decomposição (Li et al., 2011; Harguindeguy et al., 2000; Song et al., 2010; Wang et al., 2009), apesar desse padrão não estar totalmente estabelecido (Hattenschwiler e Gasser, 2005).

Teoricamente, é possível prever a decomposição da serapilheira a partir da soma proporcional da decomposição observada para cada espécie que a compõe, apesar de não ser o que ocorre na maioria dos casos (Gartner e Cardon, 2004). Quando a previsão da decomposição da serapilheira corresponde à soma proporcional das taxas de decomposição das espécies que a compõe, temos a ocorrência do efeito aditivo. Porém,

ao se misturar duas ou mais espécies de planta, a decomposição da mistura pode não corresponder à estimada a partir da taxa de decomposição apresentada pelas espécies sozinhas, em função da ocorrência de efeitos sinérgicos e antagonistas entre as espécies (Hättenschwiler et al., 2005). Estes efeitos podem ocorrer a partir da transferência de nutrientes de uma espécie em decomposição para a outra (Seasted, 1984), alterando o efeito da diversidade sobre a decomposição do material foliar (Palm e Sanchez, 1990; Wang et al., 2009). Quando a transferência de nutrientes aumenta a decomposição da mistura, comparada à soma das taxas de decomposição de cada espécie de planta, separadamente, temos a ocorrência do efeito sinérgico. Quando a decomposição da mistura de espécies é menor que a soma da decomposição observada para cada espécie que compõe a mistura, temos a ocorrência do efeito antagonista (Hättenschwiler e Gasser, 2005).

Sendo assim, nem sempre a diversidade de plantas terá um efeito positivo sobre a decomposição, como esperado de antemão. Alguns aspectos como o número de espécies da serapilheira (Harguindeguy et al., 2007), as concentrações de substâncias químicas nas folhas (Wang et al., 2008), o ambiente onde a serapilheira se decompõe (Louzada et al., 1997), ou a origem do material foliar (Gholz et al., 2000) podem alterar a resposta da decomposição à diversidade de espécies de planta.

Além disso, o efeito da diversidade da serapilheira sobre a decomposição está intimamente relacionado à biota edáfica, sua atividade, abundância e composição (Song et al. 2010). A biota edáfica pode modular o processo de decomposição, principalmente em ecossistemas tropicais, onde os artrópodes são abundantes e seu efeito sobre a decomposição é mais consistente (González e Seastedt, 2001; Smith e Bradford, 2003).



**Figura 2:** fluxograma de fatores e processos que afetam a decomposição da serapilheira.



Pelo exposto, notamos que não há uma resposta única em relação aos efeitos da diversidade da serapilheira sobre a decomposição, pois a relação entre os fatores que determinam a decomposição é complexa, podendo haver várias rotas de ação. Os efeitos da diversidade sobre a decomposição são dependentes de uma série de aspectos, sendo necessário o controle desses fatores no sentido de tentar clarificar suas interações.

Propomos, como alternativa, estudos que controlem, concomitantemente, a diversidade da serapilheira e da fauna edáfica, com o objetivo de evidenciar seus efeitos conjuntos sobre a decomposição e entender melhor a relação entre esses dois fatores. Além disso, uma vez que vários elementos externos à diversidade (como manejo do solo) podem afetar seus efeitos na decomposição é importante incorporar estes elementos, desenvolvendo estudos mais completos que simples comparações entre taxas de decomposição de misturas de serapilheira.

## Referências Bibliográficas

- Aerts, R., 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 439–449.
- Andrade, A.G., Tavares, S.R.L., Costa, C.H.L., 2003. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. *Agroecologia* 24, 55–63.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, Jing-Shen., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters* 9, 1146–56.
- Cadotte, M.W., Cardinale, B.J., Oakley, T.H., 2008. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 17012–7.
- Cadotte, M.W., Cavender-Bares, J., Tilman, D., Oakley, T.H., 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. *PloS one* 4, e5695.
- Cadotte, M.W., Dinnage, R., Tilman, D., 2012. Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. *Ecology* 93, 223–233.
- Chapin, F. S., Sala, O. E., Burke, I. C., Grime, P. J., Hooper, D. U., Lauenroth, W. K., Lombard, A., Mooney, H. A., Mosier, A. R. Naeem, S., Pacala, S.W., Roy, J., Steffen, W. L. and Tilman, D. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience* 48, 45-52.
- Cornelissen, J., Harguindeguy, N.P., Díaz, S., Grime, J.P., Marzano, B., Cabido, M., Vendramini, F., Cerabolini, B., 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist* 143, 191–200.
- Corvalan, C., Hales, S., McMichael, A., 2005. Ecosystems and human well-being : health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment. World Health Organization Press, Switzerland. 53p.



- Cotrufo, M., F., Del Gado, I., Piermatteo, D. 2009. Litter decomposition: concepts, methods and future perspectives. In: Soil Carbon Dynamics. An integrated methodology. Eds: Werner L. Kutsch, Michael Bahn, Andreas Heinemeyer. Cambridge University Press, New York.
- Cragg, R.G., Bardgett, R.D., 2001. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 2073–2081.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655.
- Fearnside, P.M., 2000. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46, 115–158.
- Flynn, D., Mirotnick, N., Jain, M., Palmer, M., Naeem, S., 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships. *Ecology* 92, 1573–1581.
- Gartner, T.B., Cardon, Z.G., 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 2, 230–246.
- Gholz, H.L., Wedin, D. A., Smitherman, S.M., Harmon, M.E., Parton, W.J., 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6, 751–765.
- Gorb, S.N., Gorb, E. V, Punttila, P., 2000. Forum Effects of redispersal of seeds by ants on the vegetation pattern in a deciduous forest : A case study. *Acta Oecologica* 21, 293–301.
- Gordon, C.E., McGill, B., Ibarra-Núñez, G., Greenberg, R., Perfecto, I., 2009. Simplification of a coffee foliage-dwelling beetle community under low-shade management. *Basic and Applied Ecology* 10, 246–254.
- González, G., Seastedt, T.R., 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* 82, 955–964.

- Harguindeguy, N.P., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Vendramini, F., Cabido, M., Castellanos, A., 2000. Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant and Soil* 218, 21–30.
- Harguindeguy, N.P., Blundo, C.M., Gurvich, D.E., Díaz, S., Cuevas, E., 2007. More than the sum of its parts? Assessing litter heterogeneity effects on the decomposition of litter mixtures through leaf chemistry. *Plant and Soil* 303, 151–159.
- Hättenschwiler, S., Gasser, P., 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS* 102, 1519–1524.
- Hättenschwiler, S., Coq, S., Barantal, S., Handa, I.T., 2011. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. *New Phytologist* 189, 950–965.
- Hopkin, S. P., 1997. *Biology of springtails*. Oxford University Press. Oxford. 330p.
- Hooper, D.U., Solan, M., Symstad, A., Diaz, S., Gessner, M. O., Buchmann, N., Degrange, V., Grime, P., Hulot, F., Mermilod-Blondin, F., Roy, J., Spehn, E., van Peer, L., 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In Loreau, M., S. Naeem, & P. Inchausti. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: synthesis and perspectives*. Oxford University Press, Oxford. 294p.
- 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.
- Krantz, G.W., Walter, D.E., 2009. *A manual of acarology*. 3<sup>rd</sup> edition. Texas Tech University Press, Texas. 807p.
- Li, L.J., Zeng, D.H., Yu, Z.Y., Fan, Z.P., Yang, D., Liu, Y.X., 2011. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. *Journal of Arid Environments* 75, 787–792.

- Louzada, J.N.C., Schoereder, J.H., De Marco, P., 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. *Forest Ecology and Management* 94, 31–36.
- Mikola, J., Salonen, V., Setälä, H., 2002. Studying the effects of plant species richness on ecosystem functioning: does the choice of experimental design matter? *Oecologia* 133, 594–598.
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. *Ecology* 63, 621–626.
- Naeem, S. 2009. Biodiversity, ecosystem functioning, and ecosystem services. In: Levin, S.A., Carpenter, S R., Godfray, H.C.J., Kinzig, A.P., Loreau, M., Losos, J.B., Walker, B., Wilcove, D.S., editors. *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press, Princeton. 848p.
- Naeem, S., Wright, J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6, 567–579.
- Nichols, E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezcuitad, M.E. Favila, The Scarabaeinae Research Network. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141: 1461–1474.
- Pacini, A., Mazzoleni, S., Battisti, C., Ricotta, C., 2009. More rich means more diverse: Extending the “environmental heterogeneity hypothesis” to taxonomic diversity. *Ecological Indicators* 9, 1271–1274.
- Palm, C.A., Sanchez, P.A., 1990. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of three tropical legumes. *Biotropica* 22, 330–338.
- Pramanik, R., Sarkar, K., Joy, V.C., 2001. Efficiency of detritivore soil arthropods in mobilizing nutrients from leaf litter. *Tropical Ecology* 42, 51–58.
- Petchey, O.L., Gaston, K. J., 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5, 402–411.

- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 741–758.
- Pettit, N.E., Davies, T., Fellman, J.B., Grierson, P.F., Warfe, D.M., Davies, P.M., 2011. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. *Hydrobiologia* 680, 63–77.
- Pielou, E.C., 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *The American Naturalist* 100, 463–465.
- Poisot, T., Mouquet, N., Gravel, D., 2013. Trophic complementarity drives the biodiversity-ecosystem functioning relationship in food webs. *Ecology Letters* 16, 853–61.
- Ricotta, C., 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* 6, 479–486.
- Seastedt, T., 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology* 29, 25–46.
- Smith, V.C., Bradford, M.A., 2003. Do non-additive effects on decomposition in litter-mix experiments result from differences in resource quality between litters? *Oikos* 2, 235–242.
- Song, F., Fan, X., Song, R., 2010. Review of mixed forest litter decomposition researches. *Acta Ecologica Sinica* 30, 221–225.
- Swift, M.J.; Aheal, O.W.; Anderson, J.M. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Berkeley: University of California Press, 1979. p. 66-117.
- Tilman, D., 2001. Functional Diversity, In Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Vol. 3. Academic Press, San Diego, CA. pp. 109–121.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277, 1300–1302.

- Schläpfer, F., Schmid, B., 1999. Ecosystem effects of biodiversity: a classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications* 9, 893–912.
- Seneviratne, G., 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biology and Fertility of Soils* 31, 60–64.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Solan, M., Godbold, J. A., Symstad, A., Flynn, Dan, F. B., Bunker, D. E., 2009. Biodiversity-ecosystem function research and biodiversity futures: early bird catches the worm or a day late and a dollar short? In: Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. editors. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford University Press, Oxford. 372p.
- Srivastava, D.S., Cadotte, M.W., MacDonald, A.A.M., Marushia, R.G., Mirotchnick, N., 2012. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology Letters* 637–648.
- Szanser, M., Ilieva-Makulec, K., Kajak, a., Górská, E., Kusińska, a., Kisiel, M., Olejniczak, I., Russel, S., Sieminiak, D., Wojewoda, D., 2011. Impact of litter species diversity on decomposition processes and communities of soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 9–19.
- Vellend, M., W.K. Cornwell, K. Magnuson-Ford, and A. Mooers. 2011. Measuring phylogenetic biodiversity. In Magurran, A.E. and McGill, B.J. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press. Oxford. 368p.
- Vergara, C., Badano, E., 2009. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 117–123.

- Wang, S., Ruan, H., Wang, B., 2009. Effects of soil microarthropods on plant litter decomposition across an elevation gradient in the Wuyi Mountains. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 891–897.
- 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, 247–258.
- Yang, X., Chen, J., 2009. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 910–918.

## **CAPÍTULO 2**

### **EFEITOS DA MISTURA DE SERAPILHEIRA E IMPORTÂNCIA DA FAUNA EDÁFICA NA DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES**

## **Introdução**

A conversão de florestas em áreas cultiváveis e a intensificação do manejo de agroecossistemas constituem-se os principais responsáveis pela perda de biodiversidade nos ecossistemas tropicais (Tschardt et al., 2005). Grande perda de biodiversidade ocorreu a partir da alteração do ecossistema durante a Revolução Verde resultando, sobretudo a partir da década de 90, na inclusão do efeito do uso da terra nos estudos sobre a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (Naeem et al., 2009). A diminuição da biodiversidade pode ser traduzida em perda de diversidade funcional (Díaz e Cabido, 2001), resultando na diminuição do funcionamento do ecossistema.

O funcionamento do ecossistema pode ser entendido como um conjunto de processos biogeoquímicos e funções ecossistêmicas (Naeem, 2009), responsáveis pelo fluxo de matéria e energia, estando diretamente relacionado à dinâmica de recursos e à estabilidade do ecossistema (Díaz e Cabido, 2001). A medida de funcionamento mais comumente utilizada é a produtividade primária (Balvanera et al., 2006), contudo, o uso da decomposição e ciclagem de nutrientes tem ganhado força (Prescott, 2005; Cornwell et al., 2008; Gieβelmann et al., 2010), sobretudo, em função de sua importância para o funcionamento do ecossistema. Tais processos são considerados processos suporte, pois sustentam todos os outros processos ecossistêmicos, como a regulação do clima, a fertilidade do solo e a produtividade (Powledge, 2006).

A ciclagem de nutrientes pode ser entendida como a movimentação dos nutrientes dos organismos para meio abiótico e desse, novamente aos organismos. A ciclagem de nutrientes a partir da serapilheira é de vital importância para as plantas, pois permite a absorção dos nutrientes essenciais, a manutenção da produtividade e da fertilidade do solo (Powledge, 2006). A decomposição é o processo pelo qual a matéria orgânica é quebrada progressivamente em partes menores até que as moléculas orgânicas sejam mineralizadas em seus constituintes primários: água, gás carbônico e elementos minerais (Cotrufo et al., 2009). Devido às implicações e à importância deste processo em escala local, como na produtividade de áreas agrícolas (Palm e Sanchez, 1990; Seneviratne, 2000), e também em escala global, como no ciclo biogeoquímico do carbono (Fearnside, 2000), estudos envolvendo biodiversidade e decomposição tem sido cada vez mais frequentes. A meta fundamental destes estudos é entender como interagem os três fatores que dirigem a decomposição (ambiente físico-químico, qualidade do material a ser decomposto e biota edáfica) e, somado a isso, evidenciar as



consequências da diminuição da biodiversidade sobre este processo (Cotrufo et al., 2009, Swift et al., 1979).

O ambiente físico-químico corresponde, principalmente, à umidade e temperatura, afetando a decomposição indiretamente, através da alteração das características da serapilheira, ou diretamente, através do controle da atividade dos organismos decompositores (Aerts, 1997; González e Seastedt, 2001; Hättenschwiler et al., 2011). A qualidade da serapilheira está relacionada à concentração de substâncias químicas nas células vegetais, como a lignina e o nitrogênio, as quais alteram a degradabilidade das folhas, facilitando ou dificultando a ação dos decompositores (Melillo et al., 1982; Li et al., 2011; Talbot et al., 2011). A lignina está agregada à parede celular, formando uma barreira protetora dificultando, química e fisicamente, a ação dos artrópodes e das enzimas secretadas pelos decompositores sobre os açúcares, retardando o processo de decomposição (Melillo et al., 1982; Talbot et al., 2011). Já o nitrogênio está presente nos aminoácidos e proteínas constituintes de várias moléculas celulares, sendo necessário à colonização da serapilheira pelos decompositores (Marinucci et al., 1983). Ainda não se conhece o mecanismo pelo qual o nitrogênio facilita a ação dos decompositores, contudo, há evidências de que ele pode estimular a produção de enzimas que degradam especificamente a lignina (Kaal et al., 1993).

O terceiro fator que regula a decomposição da serapilheira é a biota edáfica, composta por diversos organismos que removem, misturam, quebram e digerem os detritos metabolizando os constituintes da serapilheira, mineralizando e disponibilizando os nutrientes para as plantas (Andrade et al., 2003; Hättenschwiler e Gasser, 2005). Apesar dos decompositores serem importantes para o processo de decomposição, sua atividade pode ser facilitada por alguns artrópodes detritívoros, (Pramanik et al., 2001).

A interação entre os três fatores que determinam a decomposição tem sido explorada sob diferentes aspectos nos estudos de biodiversidade e funcionamento do ecossistema, mas até o presente momento não há, como resultado das pesquisas, um padrão estabelecido (Hättenschwiler et al., 2005). Como exposto no primeiro capítulo desta tese, por diferentes rotas a biodiversidade pode afetar positivamente, negativamente ou simplesmente não alterar o processo de decomposição. No entanto, de modo geral, maiores taxas de decomposição têm sido relacionadas a uma serapilheira mais diversa. Os mecanismos utilizados para explicar essa relação incluem aumento da heterogeneidade estrutural (Kaneco e Salamanca, 1999), e aumento de recurso para a

comunidade decompositora (Gartner e Cardon, 2004) a partir da diversidade de serapilheira. Dessa forma, maiores diversidades de serapilheira resultariam em aumento da decomposição, seja por ação dos artrópodes, seja por ação dos decompositores. No entanto, aspectos como o ambiente onde a serapilheira se decompõe (Louzada et al., 1997), a origem do material foliar (Gholz et al., 2000), a composição química das folhas (Wang et al., 2008), a interação entre as espécies vegetais (Song et al., 2010), ou o número de espécies de plantas (Harguindeguy et al., 2007) interferem no efeito da diversidade da serapilheira sobre a comunidade edáfica e sobre as taxas de decomposição.

As lacunas existentes nesses estudos se tornam ainda mais evidentes nas regiões tropicais, onde encontramos uma escassez de estudos que abordem a diversidade da serapilheira no contexto de funcionamento, e utilizem misturas de folhas com mais de duas ou três espécies vegetais (Hättenschwiler et al. 2005). Além disso, o uso da terra e o tipo de manejo dos agroecossistemas tropicais têm sido timidamente incluídos nos estudos sobre o funcionamento do ecossistema (Shibu, 2009), apesar de poderem alterar a decomposição do material foliar (Lupwayi et al., 2004) e a ciclagem de nutrientes (Tscharrntke et al., 2011), dentre outros processos ecossistêmicos.

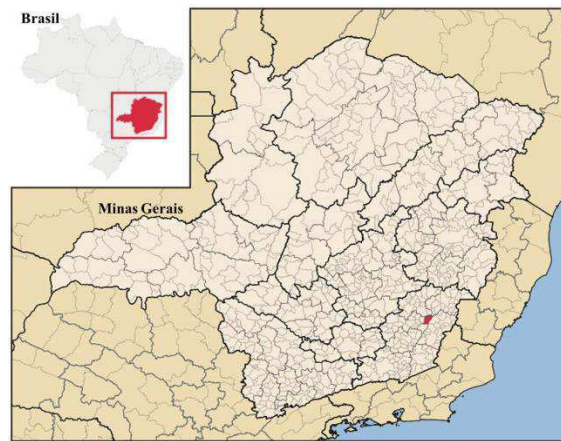
O objetivo deste trabalho foi analisar a relação entre manejo de agroecossistemas, biodiversidade e funcionamento. Para tanto, testamos as hipóteses de que a decomposição e a liberação de nutrientes da serapilheira: i) aumentam com o aumento da riqueza de espécies de plantas que compõem a serapilheira; ii) é maior em áreas florestais do que em áreas manejadas; e iii) aumentam com o aumento abundância e da riqueza de espécies de artrópodes.

## **Materiais e Métodos**

### **Áreas de estudo**

O estudo foi realizado em três áreas de fragmentos de floresta secundária e seis agroecossistemas de café, localizados em Araçuaia (20°39'S, 42°31'W), MG (Fig. 1). O clima no município é do tipo Cwb na classificação de Köppen, mesotérmico úmido com verões chuvosos e invernos secos, a altitude média é de 1000m e a precipitação média anual é de aproximadamente 1.200 mm (Meira-Neto, 2002). Os tipos de solo encontrados na região de estudo constituem-se de Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo Húmico, Cambissolos e Litossolos (Embrapa, 2006).

Estes solos são considerados ácidos, bem intemperizados e drenados, com baixa disponibilidade de nutrientes, principalmente o fósforo (Ker, 1995).



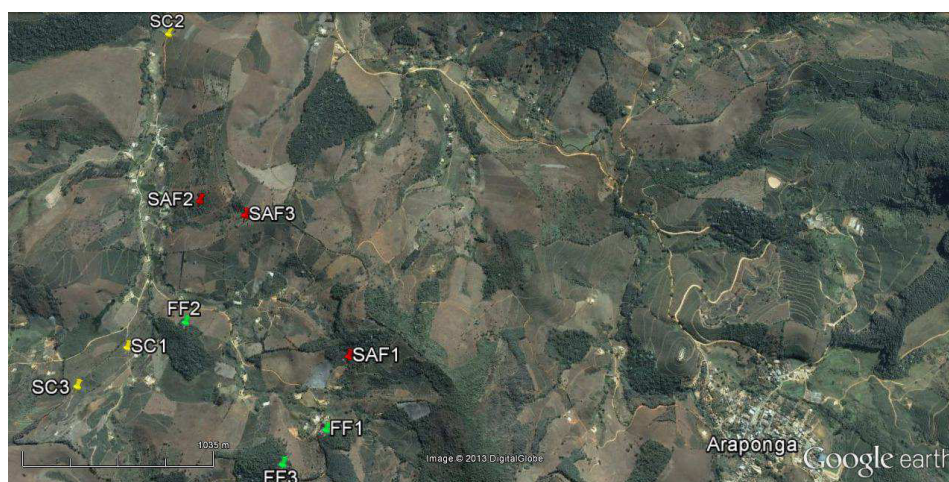
**Figura 1:** localização do município de Araponga em vermelho no mapa de Minas Gerais.

A vegetação original presente na região estudada era formada por floresta estacional semidecidual pertencente ao domínio da Mata Atlântica. Esta foi, em grande parte, substituída por áreas de pastagem e cultivo de café, ficando alguns fragmentos restritos aos topos de morros. Atualmente estes fragmentos são formados por vegetação secundária e estão sujeitos a interferências como criação de abelhas, passagem de pessoas e o acesso do gado. O cultivo do café é a principal base de produção agrícola na região há pelo menos 50 anos (agricultor local - comunicação pessoal), sendo realizado prioritariamente de forma convencional, ocorrendo também alguns métodos de manejo alternativos, como os sistemas agroflorestais, ou agroflorestas.

O manejo convencional constitui-se basicamente de adubação química, uso de herbicidas e pesticidas. Não há outra cultura consorciada ao café e evita-se a permanência de vegetação herbácea e outras plantas espontâneas. Como este tipo de manejo é tradicionalmente adotado na região, são nas áreas sob esse tipo de manejo que encontramos os pés de café com maior tempo de estabelecimento, os quais chegam a atingir 25 anos de idade. Além disso, é comum que os agroecossistemas de manejo convencional possuam tamanhos maiores quando comparados aos agroecossistemas de manejo alternativo.

O manejo agroflorestal (ou sistemas agroflorestais), foi introduzido na região de Araponga na década de 90 (Souza, 2006), com o objetivo principal de recuperar a qualidade do solo em áreas com plantio de café convencional. Em função de outros benefícios, como aumento da produtividade e fornecimento de outras fontes de renda, as agroflorestas foram estabelecidas na região. Neste tipo de manejo não há o uso de herbicidas e pesticidas, e ocorre a introdução de árvores que desempenham funções específicas dentro do agroecossistema como oferta de alimentos, proteção do solo e adubação verde. Como esta técnica de manejo é mais recente, nas áreas sob manejo agroflorestal ocorrem lavouras de diferentes idades, entre 15 e 20 anos.

Para realizar nosso estudo, utilizamos as áreas descritas acima em função do tipo de manejo (ou ausência dele, no caso dos fragmentos florestais) realizado: três fragmentos florestais (sem a realização de manejo), três agroecossistemas de café sob manejo agroflorestal e três agroecossistemas de café sob manejo convencional, totalizando nove áreas (Fig. 2; Tabela 1).



**Figura 2:** localização das áreas de estudo e do município de Araponga. Pontos vermelhos – SAF: agroflorestas; pontos amarelos – SC: sistemas convencionais; pontos verdes – FF: fragmentos florestais.

**Tabela 1:** Localização geográfica e altitude das áreas de estudo. SAF: agroflorestas; SC: sistemas convencionais; FF: fragmentos florestais.

| Área | Latitude      | Longitude     | Altitude |
|------|---------------|---------------|----------|
| FF1  | 20°40'6.36"S  | 42°32'40.94"O | 886m     |
| FF2  | 20°39'48.02"S | 42°33'11.37"O | 856m     |
| FF3  | 20°40'12.73"S | 42°32'48.57"O | 908m     |
| SAF1 | 20°39'53.09"S | 42°32'37.57"O | 905m     |
| SAF2 | 20°39'24.59"S | 42°33'11.21"O | 853m     |
| SAF3 | 20°39'27.57"S | 42°33'0.79"O  | 944m     |
| SC1  | 20°39'53.20"S | 42°33'22.53"O | 811m     |
| SC2  | 20°38'49.53"S | 42°33'23.17"O | 792m     |
| SC3  | 20°40'0.81"S  | 42°33'30.65"O | 839m     |

### Coleta dos dados e desenho amostral

Para a coleta dos dados, realizamos a montagem de sacos de decomposição usando folhas de café e de 29 espécies de árvores (Tabela 2). As espécies arbóreas foram escolhidas de acordo com a acessibilidade e identificação das mesmas, a partir de material coletado nas agroflorestas estudadas. As folhas de café foram coletadas sobre o solo nos agroecossistemas de café convencional e agroflorestal, e as folhas de árvores foram coletadas nas agroflorestas e no campus da Universidade Federal de Viçosa. Após a coleta, secamos as folhas em estufa a 50°C por 72 horas (tempo em que as folhas atingiam peso constante). Após a secagem, pesamos a quantia de 10g de folha e depositamos dentro de sacos de 15x15 cm, confeccionados com tela de nylon com malha de 2mm, constituindo-se os sacos de decomposição.

**Tabela 2:** Espécies de plantas usadas nos sacos de decomposição.

| Espécie                            | Família          | Nome vulgar      |
|------------------------------------|------------------|------------------|
| <i>Alchornea triplinervia</i>      | Euphorbiaceae    | Casca doce       |
| <i>Annona squamosa</i>             | Annonaceae       | Fruta do conde   |
| <i>Artocarpus integrifolia</i>     | Moraceae         | Jaqueira         |
| <i>Carica papaya</i>               | Caricaceae       | Mamoeiro         |
| <i>Cassia grandis</i>              | Fabaceae         | Canafístula rosa |
| <i>Cecropia hololeuca</i>          | Urticaceae       | Embaúba          |
| <i>Cedrela fissilis</i>            | Meliaceae        | Cedro            |
| <i>Citrus sp.</i>                  | Rutaceae         | Limoeiro         |
| <i>Coffea sp.</i>                  | Rubiaceae        | Café             |
| <i>Erythrina sp.</i>               | Fabaceae         | Eritrina         |
| <i>Hymenaea courbaril</i>          | Caesalpinioideae | Jatobá           |
| <i>Inga edulis</i>                 | Fabaceae         | Ingá             |
| <i>Luehea grandiflora</i>          | Tiliaceae        | Açoita cavalo    |
| <i>Mangifera indica</i>            | Anacardiaceae    | Mangueira        |
| <i>Melia azedarach</i>             | Meliaceae        | Cinamomo         |
| <i>Persea americana</i>            | Lauraceae        | Abacateiro       |
| <i>Persea gratissima</i>           | Lauraceae        | Abacateiro       |
| <i>Prunus persicum</i>             | Rosaceae         | Pessegueiro      |
| <i>Rapanea ferruginea</i>          | Myrsinaceae      | Canela azeitona  |
| <i>Ricinus communis</i>            | Euphorbiaceae    | Mamona           |
| <i>Sapium glandulatum</i>          | Euphorbiaceae    | Leiteiro         |
| <i>Schinus terebinthifolius</i>    | Anacardiaceae    | Aroeirinha       |
| <i>Senna occidentalis</i>          | Fabaceae         | Fedegoso         |
| <i>Solanum granuloso-leprosum</i>  | Solanaceae       | Capoeira branca  |
| <i>Solanum leucodendron</i>        | Solanaceae       | Mercúrio         |
| <i>Sterculia chicha</i>            | Sterculiaceae    | Arachichá        |
| <i>Trema micrantha</i>             | Ulmaceae         | Cridiúva         |
| <i>Vanillosmopsis erythropappa</i> | Asteraceae       | Candeia          |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>      | Rutaceae         | Maminha de porca |
| <i>Zantoxylon hiemale</i>          | Rutaceae         | Maminha de porca |

O peso de seco de 10g de folhas foi dividido, aleatoriamente, entre as espécies utilizadas, excetuando-se o café. A riqueza de espécies presentes nos sacos de decomposição variou entre uma, duas, quatro, oito e 16 espécies, sendo uma das espécies o café, obrigatoriamente. Dessa forma, quando havia somente uma espécie no saco de decomposição (no caso, o café), ela totalizava 10g de peso, se haviam duas (café + espécie arbórea), 5g cada uma, se haviam quatro (café + 3 espécies arbóreas), 2,5g cada uma, e assim sucessivamente. Caso espécies de mesmo gênero fossem sorteadas para o mesmo saco, um novo sorteio era feito eliminando uma das espécies. Dessa forma, buscamos prevenir que espécies muito semelhantes filogeneticamente, e

possivelmente química e estruturalmente (Martin et al., 2003), estivessem no mesmo saco de decomposição. Além disso, o sorteio era realizado de forma que uma determinada combinação de plantas não se repetisse dentro da mesma área.

Em cada uma das nove áreas estudadas, demarcamos cinco pontos amostrais, distantes 10 metros um do outro. Em cada ponto amostral foram depositados 40 sacos de decomposição: oito repetições de cada riqueza de espécies (1, 2, 4, 8 e 16 espécies; cinco níveis), com e sem biocida (dois níveis), totalizando 1800 sacos (Tabela 3). Em metade dos sacos de decomposição (20 sacos) dispostos em cada um dos cinco pontos amostrais introduzimos biocida, o qual se constituiu de duas esferas de naftalina, que foram repostas a cada 60 dias. Usamos a naftalina visando reduzir experimentalmente a diversidade de artrópodes nos sacos de decomposição, através do efeito repelente e biocida da naftalina (EPA, 2008; González e Seasted, 2001; Wall et al., 2008). Com a manipulação da diversidade de artrópodes poderíamos inferir acerca dos efeitos da redução da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema. A cada intervalo de 60 dias, foram retirados de cada ponto amostral dez sacos de decomposição: um de cada nível de riqueza de espécies de plantas, com e sem biocida. Em cada área estudada escolhemos dois, dos cinco pontos amostrados, cujos sacos de decomposição, após coletados, foram introduzidos em funis de Berlese (n=720). Esses sacos ficavam depositados nos funis durante 10 dias para a extração dos artrópodes. A escolha de dois pontos amostrais se deveu à viabilidade da triagem e identificação dos organismos extraídos. Tais organismos foram quantificados e identificados até o menor nível taxonômico possível.

Para a identificação dos artrópodes utilizamos as chaves taxonômicas contidas em Bolton (1994) para as formigas e Borror e White (1970) para os coleópteros. Além disso, tivemos o auxílio de especialistas na identificação dos colêmbolas, aranhas, coleópteras e hemípteras, e usamos as chaves contidas em Triplehorn e Johnson (2011) para os demais organismos.

Após a extração dos artrópodes o conteúdo de todos os sacos de decomposição foi seco em estufa a 50°C por 72 horas, novamente pesado a fim de se determinar a perda de peso em relação ao peso inicial e encaminhado ao Laboratório de Análises Florestais do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, para análise de nutrientes. Os nutrientes analisados foram: carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), magnésio (Mg) e cálcio (Ca). A diminuição da concentração dos nutrientes dos sacos coletados foi usada como estimativa da liberação de nutrientes.

**Tabela 3:** Número de amostras e desenho amostral exemplificado a partir de uma área de agrofloresta estudada. O mesmo desenho amostral se repetia em todas as áreas utilizadas neste trabalho.

| Área  | Tipo de manejo | Ponto amostral | Riqueza de espécies de plantas e presença de biocida                 | Total de sacos por ponto |
|---|----------------|----------------|--|--------------------------|
| 1   | Agrofloresta   | 1              | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; sem biocida = 20 sacos sem biocida | 40                       |
|   |                |                | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; com biocida = 20 sacos com biocida |                          |
|   |                | 2              | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; sem biocida = 20 sacos sem biocida | 40                       |
|   |                |                | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; com biocida = 20 sacos com biocida |                          |
|   |                | 3              | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; sem biocida = 20 sacos sem biocida | 40                       |
|   |                |                | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; com biocida = 20 sacos com biocida |                          |
|   |                | 4              | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; sem biocida = 20 sacos sem biocida | 40                       |
|   |                |                | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; com biocida = 20 sacos com biocida |                          |
|   |                | 5              | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; sem biocida = 20 sacos sem biocida | 40                       |
|   |                |                | 4 vezes 1, 2, 4, 8 e 16 espécies; com biocida = 20 sacos com biocida |                          |
| Total de sacos de decomposição por área = 40 * 5                |                |                |  | 200 amostras             |
| Total de sacos por tipo de manejo = 200 * 3 áreas por manejo    |                |                |  | 600 amostras             |
| Número total de sacos de decomposição = 600 * 3 tipos de manejo |                |                |  | 1800 amostras            |



### **Análises estatísticas**

Explorando os dados – quantificações e modelos mistos lineares generalizados

Anteriormente ao teste das hipóteses, exploramos os dados obtidos a partir de simples quantificações, análise de composição e análises utilizando Modelos Mistos Lineares Generalizados (GLMM). Em tais modelos consideramos como variáveis resposta a abundância e a riqueza de espécies de artrópodes, e como variáveis explicativas a diversidade de plantas, o tipo de manejo e o biocida, analisadas em modelos distintos. Dessa forma, poderíamos inferir sobre os efeitos da diminuição da diversidade de serapilheira, bem como do manejo de agroecossistemas e uso de biocida, sobre a fauna edáfica. Além disso, também utilizamos GLMM para analisar a abundância e a riqueza de espécies de colêmbolas e ácaros (variáveis resposta) em função da diversidade de plantas, do tipo de manejo e do biocida (variáveis explicativas), em modelos distintos. Assim, poderíamos avaliar a sensibilidade de organismos importantes ao processo de decomposição, a aspectos como a diversidade de serapilheira e o manejo agrícola. O efeito do manejo agrícola na comunidade edáfica também foi explorado analisando-se a abundância dos taxa mais numerosos em função do tipo de manejo estudado. Nestas análises, utilizamos distribuição de erros Poisson, com correção de sobredispersão quando necessário.

Por fim, analisamos o efeito do biocida sobre a decomposição, em um modelo onde a variável resposta foi o peso dos sacos de decomposição e a variável explicativa foi o biocida utilizando, para esta análise, distribuição de erros Normal. Todas estas análises exploratórias foram feitas no programa RStudio (R Development Core Team 2012).

### **Explorando os dados – composição de espécies**

Os efeitos do manejo agrícola e da diversidade da serapilheira sobre a comunidade de artrópodes edáficos, também foram analisados sob a perspectiva de composição de espécies: verificamos se a composição de espécies de artrópodes se alterava em função do tipo de manejo e/ou da riqueza de espécies de plantas. Utilizamos para tal análise, o teste de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), calculado a partir de uma matriz de similaridade Euclidiana.

Para analisar a variação da composição de espécies de artrópodes, utilizamos os dados de abundância acumulada de artrópodes encontrados em cada uma das nove áreas

estudadas. Para avaliar se a composição de espécies de artrópodes variava em função do manejo, analisamos os dados obtidos, separadamente para cada combinação de riqueza de espécies de plantas (n=9 em cada análise), em função do tipo de manejo. Para avaliar se a composição de espécies de artrópodes variava em função da riqueza de espécies de plantas, analisamos os dados obtidos, separadamente para cada tipo de manejo, em função da riqueza de espécies de plantas (n=15 em cada análise).

Nestas análises, realizadas no programa PAST (Hammer, et. al, 2001), um índice de dissimilaridade foi calculado para cada par de amostras com a finalidade de mapear inter-relações de amostras em uma ordenação de duas dimensões (Clarke, 1993). Para decidir quão boa era a configuração encontrada pelo NMDS, utilizamos um valor de estresse de acordo com o proposto por Sturrock e Rocha (2000). Tais valores são determinados em função do número de objetos/amostras a serem analisados. No nosso caso, consideramos o valor de estresse de 0,104 na análise da alteração da composição de artrópodes em função do tipo de manejo, e o valor de estresse de 0,228 foi usado para analisar a alteração da composição de espécies de artrópodes em função da riqueza de espécie de plantas.

Para testar a significância entre os possíveis grupamentos formados de acordo com o manejo ou a riqueza de espécies de plantas executamos, separadamente, uma análise de similaridade: 'one-way ANOSIM'. De acordo com o resultado dessa análise de similaridade, um valor de R igual a zero refletiria o não agrupamento de amostras em função das categorias analisadas (manejo ou riqueza de espécies de plantas). Em contraste, o valor de R igual a um corresponderia a uma alternativa na qual todas as amostras de uma mesma categoria (por exemplo, manejo: agrofloresta) seriam mais semelhantes entre si do que em relação às amostras de outras categorias (sistema convencional e fragmento florestal) (Clarke e Green, 1988).

Neste sentido, quando a formação de grupos era perceptível, realizamos o teste de porcentagem de semelhança, ou SIMPER. SIMPER é um método simples para avaliar quais são os principais responsáveis pela diferença observada entre grupos de amostras (Clarke, 1993). Dessa forma, usamos o teste para identificar os principais artrópodes responsáveis pelas diferenças encontradas entre os grupos de categorias analisadas (riqueza de espécies de plantas e tipo de manejo).

### **Teste das hipóteses – seleção de modelos**

Para testar as hipóteses: “i” (a decomposição da serapilheira e a liberação de nutrientes aumentam com o aumento da riqueza de espécies de plantas que compõem a serapilheira); “ii” (a decomposição da serapilheira e a liberação de nutrientes é maior em áreas florestais que em áreas manejadas) e “iii” (a decomposição da serapilheira e a liberação de nutrientes aumentam com o aumento da riqueza de espécies e abundância de artrópodes), utilizamos a abordagem de seleção de modelos de acordo com Burnham e Anderson (2002). Esta abordagem possibilita ordenar modelos de acordo com um critério de informação conhecido como AIC (Akaike’s Information Criterion). O AIC permite avaliar a explicação derivada de cada modelo ajustado (usando o peso do modelo –  $\omega$ ), possibilitando a escolha daquele que melhor explica o padrão demonstrado pelos dados. Caso mais de um modelo fosse escolhido, realizávamos a média dos melhores modelos, de modo a obter um único modelo final.

Utilizamos como variável resposta o peso dos sacos de decomposição ou a concentração de cada um dos nutrientes analisados (C, N, K, P, Ca e Mg) e como variáveis explicativas o biocida, o tipo de manejo, a abundância e riqueza de espécies de artrópodes e o tempo. As variáveis explicativas se repetiam em modelos distintos de acordo com cada variável resposta analisada.

Para proceder à seleção de modelos, usamos o pacote “MuMIn” (Bartón, 2013), o qual permite ordenar os modelos definidos a partir de todas as possibilidades de combinações das variáveis presentes no modelo, de acordo com o peso do modelo, ou peso Akaike – AICc ( $\omega$ ). Assim, obtivemos o peso relativo (ou porcentagem de explicação) de cada modelo, o qual variava de zero (nenhuma explicação) a um (100% de explicação). Todos os modelos com AICc < 2 foram considerados para termos boa evidência de suporte (Burnham e Anderson, 2002). Todas estas análises foram feitas no programa RStudio.

## Resultados

### Explorando os dados – quantificações e GLMM

Coletamos 21022 artrópodes, distribuídos entre os grupos: Acari, Araneae, Blatodea, Chilopoda, Collembola, Coleoptera, Dermaptera, Diplopoda, Hemiptera, Hymenoptera, Isopoda, Isoptera, Orthoptera, Pseudoscorpionida, Termitidae e Thysanoptera, totalizando 225 morfoespécies identificadas (Tabela 4). Dentre as ordens coletadas, as mais abundantes foram em ordem decrescente: Acari, Collembola, Hymenoptera, Coleoptera e Araneae.

Os ácaros e colêmbolas são organismos muito abundantes no ambiente edáfico, sobretudo na interface solo-serapilheira. Dentre os colêmbolas coletados, o gênero *Isotoma* sp. representou 37% da abundância total. Os organismos deste gênero, semelhantemente aos outros colêmbolas, alimentam-se de fungos saprófagos e matéria orgânica em decomposição, sendo importantes agentes decompositores (Jorgensen et al., 2006).

Os ácaros foram separados em oribatídeos, pertencentes à subordem Oribatida e “não oribatídeos”, pertencentes a outras ordens não identificadas. A subordem Oribatida (Krantz e Walter, 2009) é amplamente reconhecida como importante no processo de decomposição por apresentar inúmeras espécies de hábito detritívoro, saprófago e fungívoro. Cinquenta por cento da abundância total de ácaros coletados pertence à subordem Oribatida.

**Tabela 4:** número de organismos coletados em cada grupo.

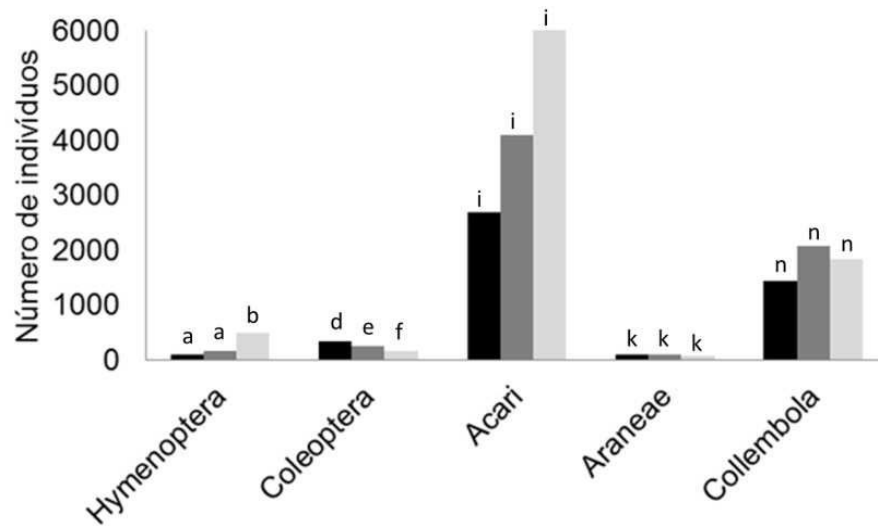
| <b>Grupo</b>      | <b>Abundância</b> |
|-------------------|-------------------|
| Acari             | 13454             |
| Araneae           | 267               |
| Blatodea          | 43                |
| Chilopoda         | 1                 |
| Collembola        | 5355              |
| Coleoptera        | 784               |
| Dermaptera        | 8                 |
| Diplopoda         | 11                |
| Hymenoptera       | 773               |
| Hemiptera         | 34                |
| Isopoda           | 208               |
| Orthoptera        | 3                 |
| Pseudoscorpionida | 17                |
| Termitidae        | 9                 |
| Thysanoptera      | 55                |

A distribuição da abundância entre as 83 morfoespécies de coleópteros coletadas foi relativamente baixa e equitativa, tendo poucas morfoespécies se sobressaído a este padrão. Dentre estas, a mais abundante foi Tachyporinae sp1. com 195 indivíduos deste gênero que pertence à família Staphylinidae, subfamília Tachyporinae. Os estafilínídeos são coleópteros amplamente encontrados na serapilheira e em materiais vegetais em decomposição alimentando-se destes materiais podendo também consumir fungos, hábito alimentar observado em algumas espécies da subfamília Tachyporinae (Frank e Thomas, 2012). A ordem Hymenoptera incluiu apenas formigas, sendo Solenopsis (242 indivíduos distribuídos em quatro morfoespécies) o gênero mais abundante. Este gênero possui espécies com diversos hábitos alimentares (Bolton, 1994), incluindo a predação, também desempenhada pelas aranhas. As aranhas encerram os cinco grupos mais abundantes coletados em nosso estudo, sendo que a maioria destes organismos não pôde ser identificada por serem imaturas.

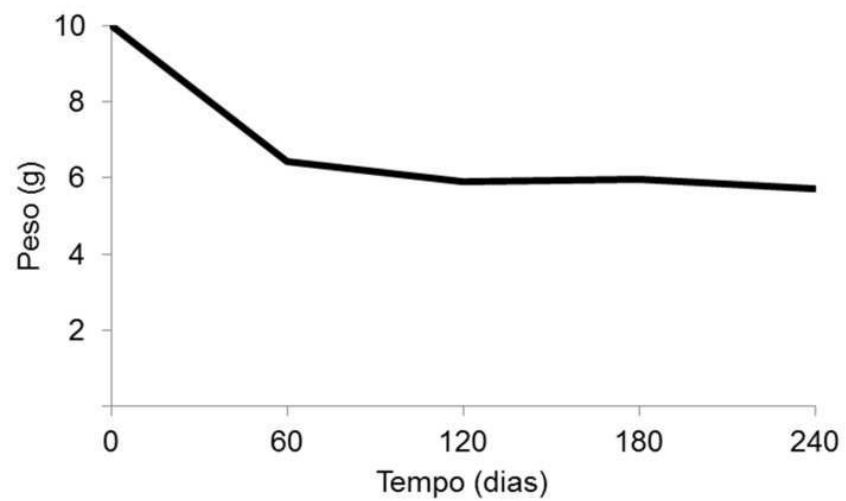
Ainda em relação aos grupos mais abundantes de artrópodes, observamos o efeito do tipo de manejo na abundância de besouros e de formigas, apesar de observarmos diferenças no número de organismos dos outros grupos coletados em cada ambiente (tipo de manejo) estudado (Fig. 3). Os besouros foram mais abundantes no sistema convencional, seguido pela agrofloresta e por último os fragmentos florestais ( $\chi^2=10,32$ ;  $p<0,0001$ ), já as formigas foram mais abundantes nos fragmentos florestais, não diferindo entre os dois agroecossistemas estudados ( $\chi^2=7,9$ ;  $p=0,02$ ). Não houve efeito do tipo de manejo na abundância dos outros grupos de artrópodes.

Em relação ao peso dos sacos de decomposição e à concentração dos nutrientes analisados, ao final dos 240 dias de exposição em campo o peso dos sacos era, em média, 40% menor que no início do experimento (Fig. 4), e as concentrações dos nutrientes oscilaram ao longo do tempo (Fig. 5A e 5B).

Observamos que tanto o manejo agrícola, quanto o biocida e a diversidade de serapilheira afetaram a diversidade da fauna edáfica, incluindo a comunidade de colêmbolas e ácaros (Tabela 5). De acordo com os resultados, no agroecossistema de manejo mais intenso (sistema convencional) encontramos menor riqueza de espécies de artrópodes (Fig. 7), sendo que a presença de biocida também reduz a biodiversidade desses organismos (Fig. 8). Além disso, à medida que se aumenta a diversidade de plantas da serapilheira, a riqueza de espécies de artrópodes diminui (Fig. 6, Tabela 4).



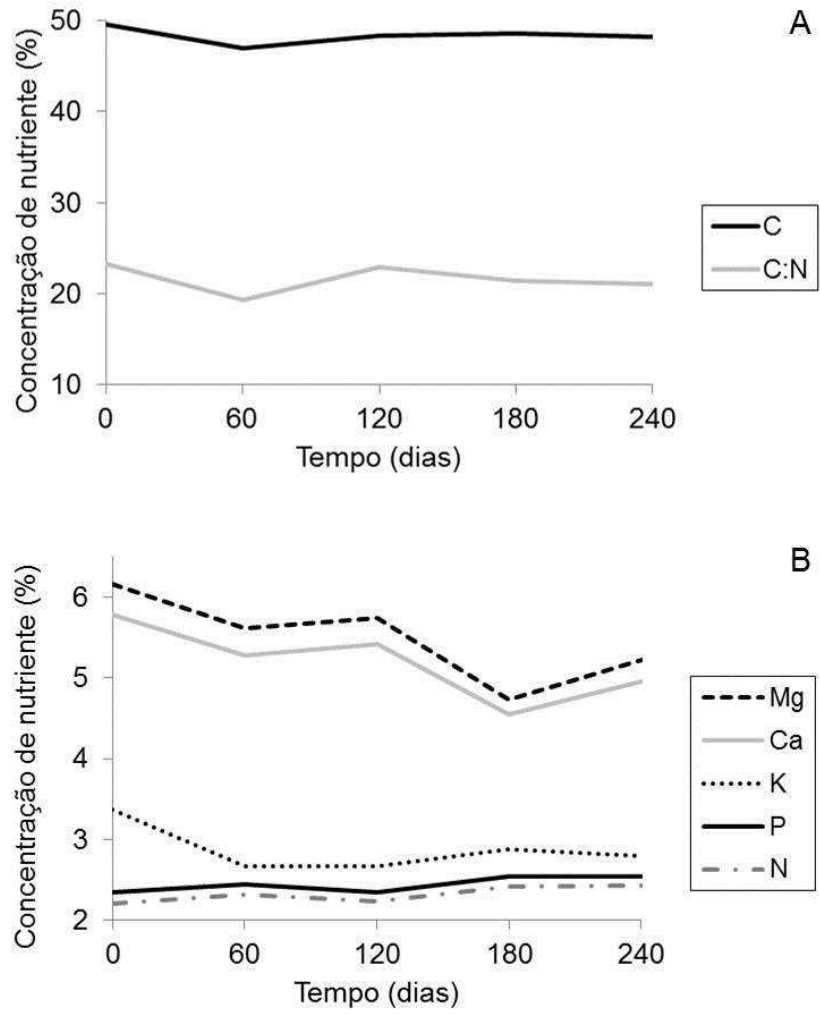
**Figura 3:** distribuição da abundância dos grupos mais numerosos em relação aos ambientes estudados. Preto: Sistema Convencional; Cinza escuro: Agrofloresta; Cinza claro: Fragmento Florestal.



**Figura 4:** peso médio da serapilheira nos sacos de decomposição ao longo do tempo.

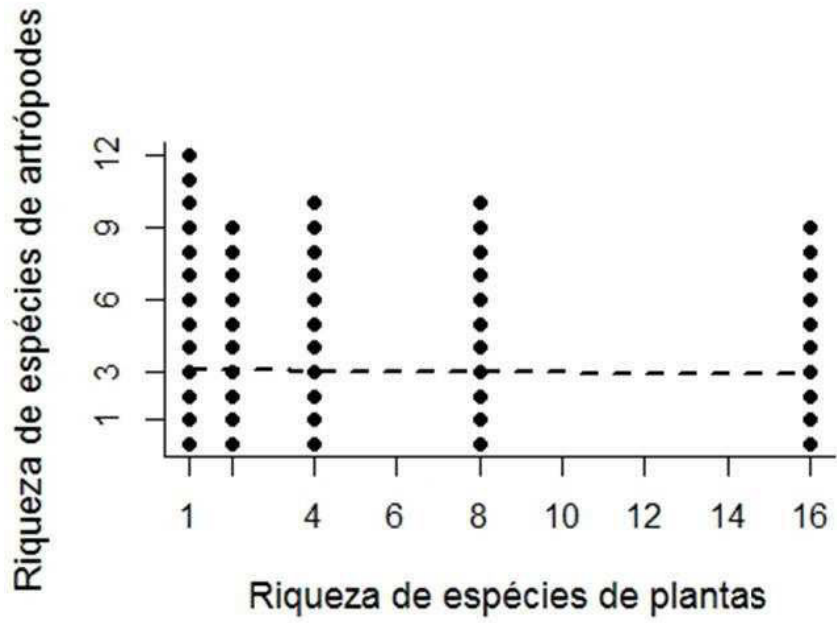
**Tabela 5:** modelos testados e resultados da análise de GLMM (Modelos Lineares Mistos Generalizados).  $N_{\text{artrópodes}}$  e  $S_{\text{artrópodes}}$ : abundância e riqueza de espécies de artrópodes;  $N_{\text{colêmbolas}}$  e  $S_{\text{colêmbolas}}$ : abundância e riqueza de espécies de colêmbolas;  $N_{\text{ácaros}}$  e  $S_{\text{ácaros}}$ : abundância e riqueza de espécies de ácaros.

| Modelos testados                        | P                      |
|---|------------------------|
| $N_{\text{artrópodes}}$ x biocida*      | $\chi^2=5,97$ ; p=0,01 |
| $N_{\text{artrópodes}}$ x ambiente      | $\chi^2=1,7$ ; p=0,43  |
| $N_{\text{artrópodes}}$ x serapilheira  | $\chi^2=0,11$ ; p=0,73 |
| $S_{\text{artrópodes}}$ x biocida*      | $\chi^2=4,04$ ; p=0,04 |
| $S_{\text{artrópodes}}$ x ambiente*     | $\chi^2=6,82$ ; p=0,03 |
| $S_{\text{artrópodes}}$ x serapilheira* | $\chi^2=4,46$ ; p=0,03 |
| $N_{\text{colêmbolas}}$ x biocida*      | $\chi^2=4,65$ ; p=0,03 |
| $N_{\text{colêmbolas}}$ x ambiente      | $\chi^2=1,53$ ; p=0,46 |
| $N_{\text{colêmbolas}}$ x serapilheira  | $\chi^2=0$ ; p=0,95    |
| $S_{\text{colêmbolas}}$ x biocida       | $\chi^2=1,24$ ; p=0,26 |
| $S_{\text{colêmbolas}}$ x ambiente      | $\chi^2=3,34$ ; p=0,19 |
| $S_{\text{colêmbolas}}$ x serapilheira  | $\chi^2=0,72$ ; p=0,39 |
| $N_{\text{ácaro}}$ x biocida*           | $\chi^2=4,84$ ; p=0,03 |
| $N_{\text{ácaro}}$ x ambiente           | $\chi^2=3,22$ ; p=0,2  |
| $N_{\text{ácaro}}$ x serapilheira       | $\chi^2=0,25$ ; p=0,61 |
| $S_{\text{ácaro}}$ x biocida            | $\chi^2=1,3$ ; p=0,25  |
| $S_{\text{ácaro}}$ x ambiente           | $\chi^2=4,32$ ; p=0,11 |
| $S_{\text{ácaro}}$ x serapilheira       | $\chi^2=0,22$ ; p=0,88 |

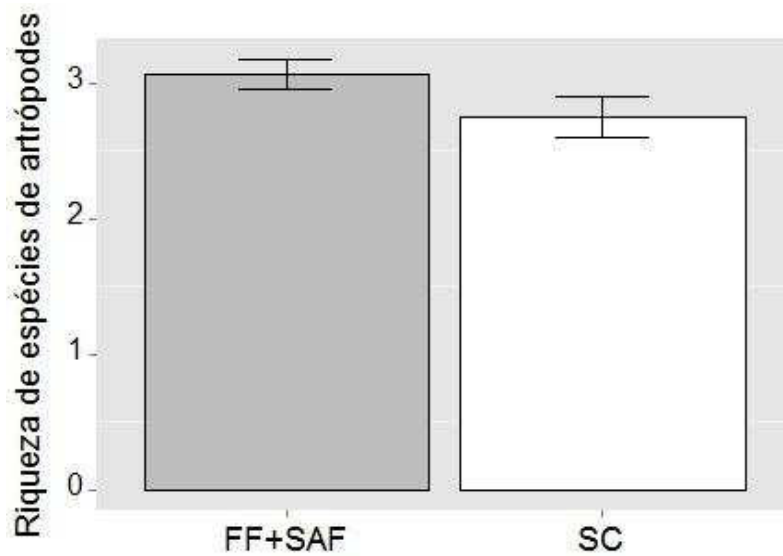


**Figura 5:** concentração de nutrientes presentes nos sacos de decomposição ao longo do tempo. A: concentração de carbono (C). B: concentração de magnésio (Mg), cálcio (Ca), potássio (K), fósforo (P) e nitrogênio (N).

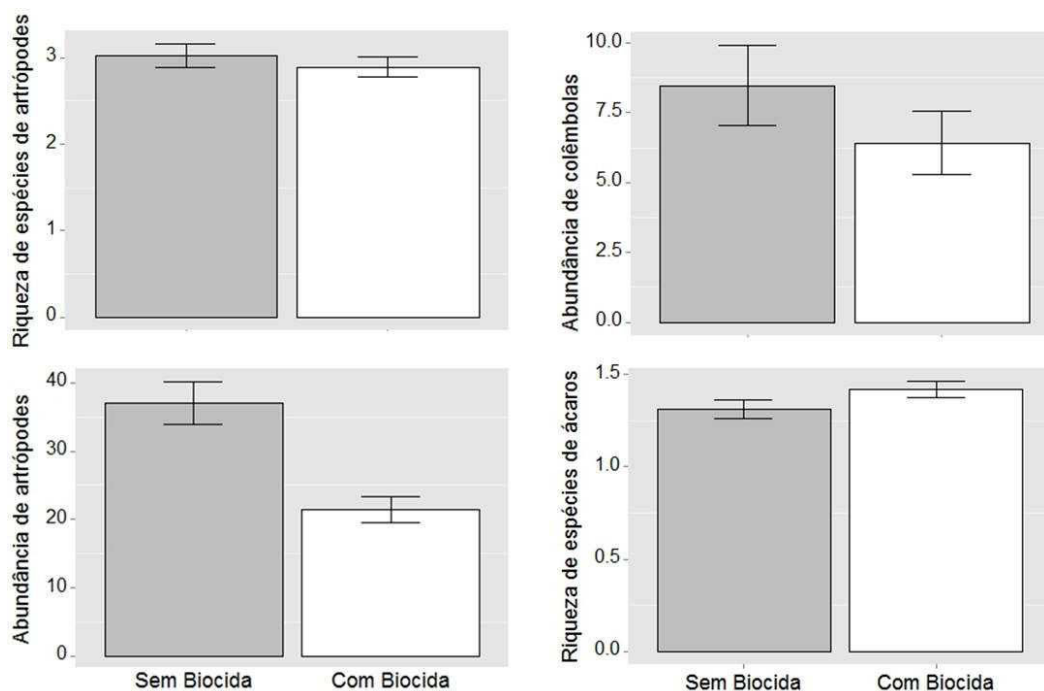




**Figura 6:** efeito do aumento da diversidade da serapilheira sobre a diversidade de artrópodes.



**Figura 7:** efeito do manejo agrícola sobre a diversidade de artrópodes. FF: fragmento florestal; SAF: agrofloresta; SC: sistema convencional.



**Figura 8:** efeito do biocida na diversidade de artrópodes, na abundância de colêmbolas e ácaros.

### Explorando os dados – composição de artrópodes

A composição de espécies de artrópodes variou em função do tipo de manejo estudado (Fig. 9), não sendo afetada pela riqueza de espécie de plantas ( $p > 0,05$  em todas as análises). Houve diferença na composição de espécies de artrópodes em função do tipo de manejo, nos sacos de decomposição com uma ( $p = 0,05$ ), oito ( $p < 0,0001$ ) e 16 ( $p < 0,0001$ ) espécies de plantas. Tal dissimilaridade na composição de artrópodes encontrada nos diferentes sistemas de manejo foi, sobretudo, determinada pela presença de: *Isotoma sp1* (colêmbola), ácaros oribatídeos e ácaros “não oribatídeos”.

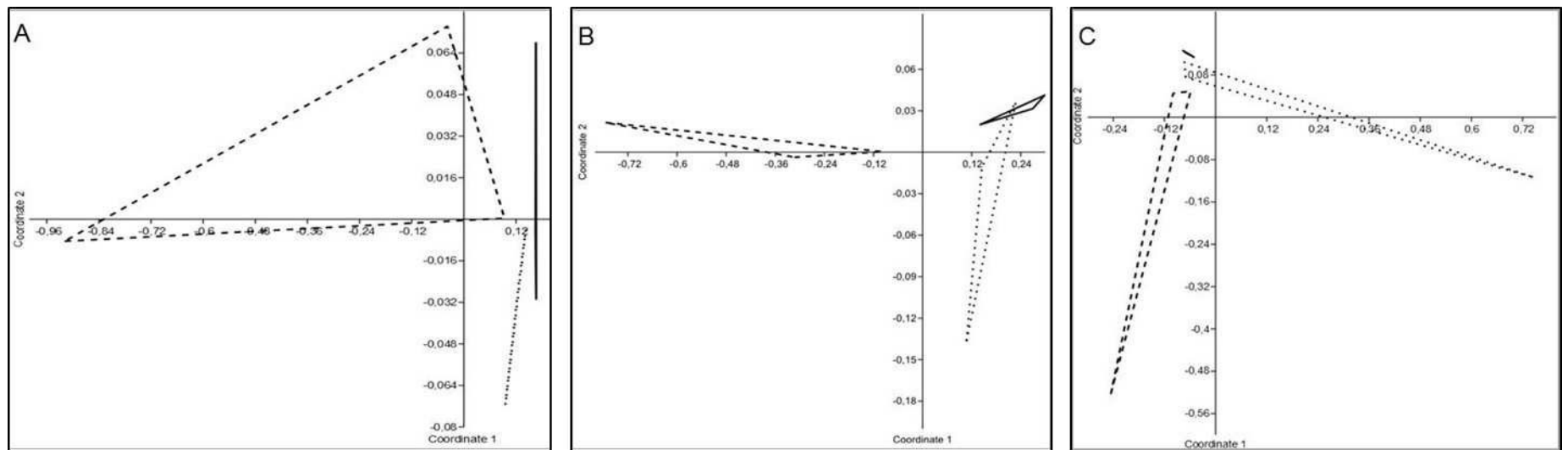
### Teste das hipóteses – seleção de modelos

Aceitamos todas as hipóteses testadas: i) a decomposição e a liberação de carbono, nitrogênio, potássio e magnésio aumentam com o aumento da riqueza de espécies de plantas da serapilheira (Fig. 11A, Tabela 6); ii) a liberação de carbono é maior em áreas florestais que em áreas manejadas (Tabela 6); e iii) a liberação de

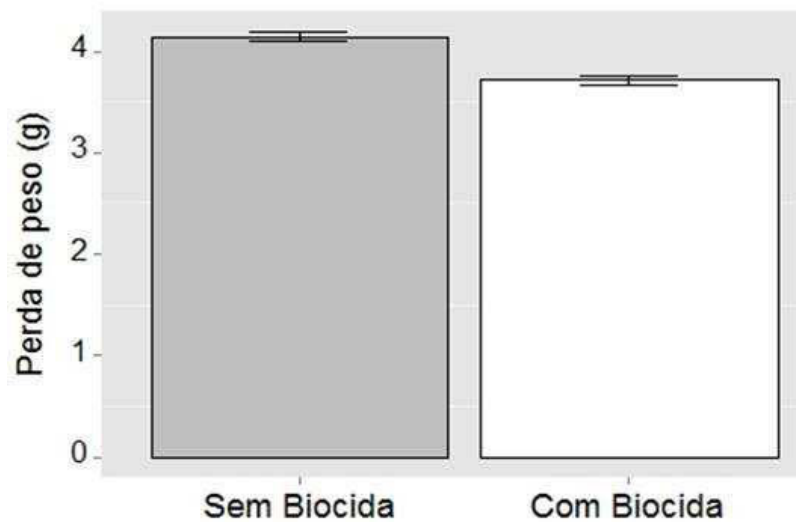
carbono e de nitrogênio aumentam com o aumento da riqueza de espécies de artrópodes (Tabela 6). No entanto, o aumento da riqueza de artrópodes teve um efeito negativo na decomposição (Fig. 11B) e na liberação de cálcio (Tabela 6) e não foi identificado efeito da abundância de artrópodes sobre nenhum fator analisado (Tabela 6). Além disso, o biocida diminuiu a decomposição (Fig. 10) e nenhum dos fatores analisados afetou a liberação de fósforo (Tabela 6).

**Tabela 6:** Efeitos da diversidade de artrópodes, manejo e biocida sobre a concentração de nutrientes e a decomposição.  $S_{\text{planta}}$ : riqueza de espécies de plantas da serapilheira;  $S_{\text{artrópodes}}$ ,  $N_{\text{artrópodes}}$ : riqueza de espécies e abundância de artrópodes. [C], [P], [N], [K], [Mg], [Ca]: concentração de carbono, fósforo, nitrogênio, potássio, magnésio e cálcio. Sinais indicam sentido do efeito de cada variável, zero indica ausência de efeito.

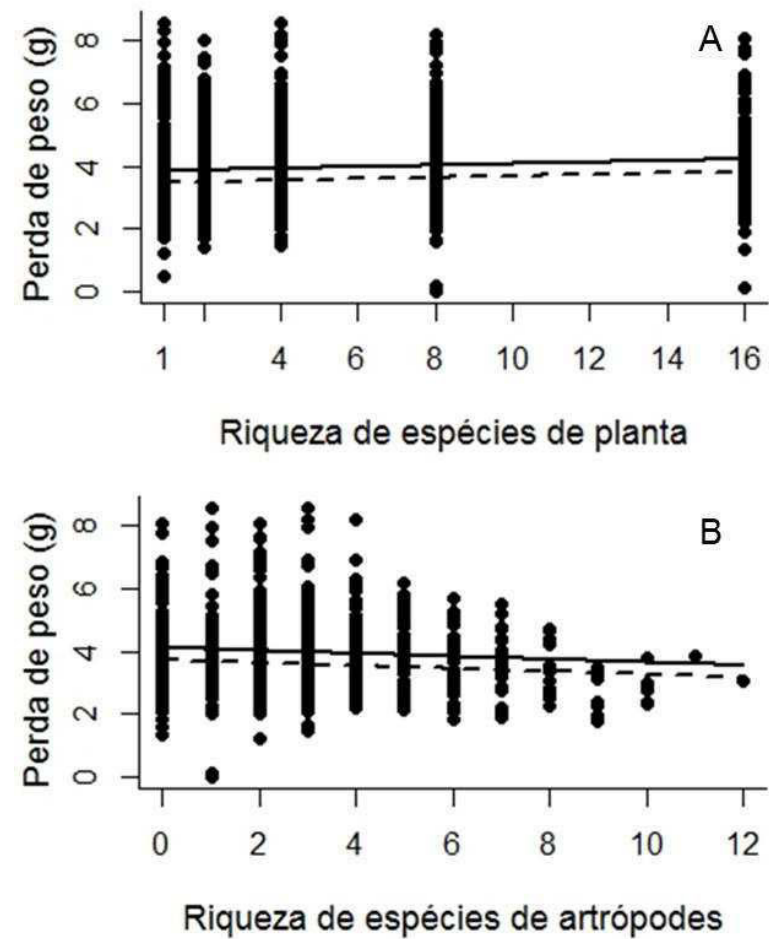
| Variável<br>resposta | Fator               |                         |                         |         |        | AICc |
|----------------------|---------------------|-------------------------|-------------------------|---------|--------|------|
|                      | $S_{\text{planta}}$ | $S_{\text{artrópodes}}$ | $N_{\text{artrópodes}}$ | biocida | manejo |      |
| [C]                  | -                   | -                       | 0                       | +       | -      | 0,64 |
| [P]                  | 0                   | 0                       | 0                       | 0       | 0      | 1    |
| [N]                  | -                   | -                       | 0                       | 0       | 0      | 0,9  |
| [K]                  | -                   | 0                       | 0                       | 0       | 0      | 0,75 |
| [Mg]                 | -                   | 0                       | 0                       | 0       | 0      | 0,97 |
| [Ca]                 | +                   | +                       | 0                       | 0       | 0      | 0,37 |
| Perda de<br>peso     | +                   | -                       | 0                       | -       | 0      | 0,50 |



**Figura 9:** efeito do tipo de manejo sobre a composição de espécies de artrópodes em sacos de decomposição com uma (A), oito (B) e 16 (C) espécies de plantas. Linha tracejada: fragmento florestal; linha pontilhada: agrofloresta; linha contínua: sistema convencional.



**Figura 10:** efeito do biocida sobre a decomposição.



**Figura 11:** efeito da diversidade de espécies de plantas da serapilheira (A), e da diversidade de artrópodes (B) na decomposição do material foliar. Linha contínua: sem biocida; linha tracejada: com biocida.

## **Discussão**

### **Diversidade, manejo e funcionamento: efeito da intensidade de manejo sobre a decomposição e a liberação de nutrientes**

Apesar de ser representada por organismos diminutos, a fauna edáfica é muito diversa e abundante, composta por espécies que apresentam uma diversidade de características funcionais importantes ao funcionamento do ecossistema. Grande parte dessa fauna é conhecidamente composta por ácaros e colêmbolas, os grupos mais abundantes no ambiente edáfico (Tabela 4), e de grande importância para o processo de decomposição (Hopkin, 1997; Krantz, 2009).

Os colêmbolas consomem o material em decomposição que, após passar pelo trato digestivo desses organismos, aumenta sua área de superfície e se torna mais disponível à ação dos decompositores, aumentando a decomposição. Além disso, os colêmbolas também possuem o hábito de ingerir fungos e, através da limitação da abundância de espécies mais competitivas (Cragg e Bardgett, 2001; Hopkin, 1997; Ineson et al., 1982; Newell et al., 1987), podem aumentar a atividade desses microrganismos sobre o material em decomposição. Alterações na dinâmica de nutrientes também podem ser provocadas pelos colêmbolas (Chamberlain et. al., 2006). Os ácaros, sobretudo os representantes da subordem Oribatida, são reconhecidamente saprófagos e fungívoros (Krantz, 2009). A saprofagia pode ser resultante da ingestão de fungos, hábito alimentar marcante entre os oribatídeos, sendo evidenciado pela alta correlação entre a distribuição de fungos e de ácaros oribatídeos no ambiente edáfico (Krantz, 2009). A microbivoria pode aumentar a atividade dos decompositores, favorecendo a ciclagem de nutrientes (Wickings e Grandy, 2011) e a diminuição do tamanho das partículas do material em decomposição através da ingestão desse material pelos oribatídeos, favorece a ação dos decompositores, desempenhando um importante papel na decomposição (Krantz, 2009).

Em função dessas características apresentadas pelos ácaros e colêmbolas, a ausência de efeito do tipo de manejo sobre a decomposição e a liberação de nutrientes (Tabela 6), pode se dever à não variação desses organismos entre os ambientes estudados (Tabela 5). Somente em relação à liberação de carbono observamos efeito do manejo, onde há maior liberação de carbono nos ambientes manejados (Tabela 6), que nos fragmentos florestais. Possivelmente, tal fator se deve ao uso de fertilizantes, que pode alterar a ciclagem de nutrientes em agroecossistemas (Li, et al., 2011) quando comparado à ambientes não manejados.

Quando comparamos fragmentos florestais, agroflorestas e agroecossistemas convencionais de café encontramos um gradiente de manejo, do ausente para o mais intenso. Nos fragmentos florestais analisados não há introdução de culturas, e não é realizado manejo algum, apesar de haver acesso do gado e criação de abelhas. Nos sistemas agroflorestais, há o cultivo do café como cultura principal, consorciado com espécies arbóreas introduzidas nos agroecossistemas, além da ocorrência de espécies vegetais espontâneas. As técnicas de manejo nestes agroecossistemas incluem o uso de adubação verde, a fertilização orgânica, o manejo integrado de pragas, dentre outras técnicas de baixa intensidade e perturbação. Já nos agroecossistemas convencionais de café, o manejo é mais intenso e se dá, basicamente, pelo uso de pesticidas, fertilizantes químicos e herbicidas, os quais impedem a ocorrência de outras espécies vegetais, à exceção da cultura principal. A intensificação do manejo diminui, diretamente, a diversidade local de espécies vegetais, diminuindo também a diversidade de fauna edáfica (Perfecto et al., 2003), como observado em nosso estudo (Fig. 7). No entanto, tal padrão não foi evidenciado quando analisamos o efeito da intensidade de manejo sobre uma parcela específica da comunidade edáfica, representada pelos ácaros e colêmbolas (Tabela 5).

A ausência de efeito do manejo sobre os ácaros e colêmbolas, pode se apresentar em função de uma depleção do pool regional de espécies. Essa depleção de espécies pode se dever ao uso intensivo do solo durante longos períodos uma vez que o cultivo convencional do café se estabeleceu na região há mais de 50 anos (comunicação pessoal, agricultor local). As agroflorestas de café, agroecossistemas com manejo menos intensivo, só foram introduzidas na região a partir da década de 90 (Cardoso et al., 2001) e como método de recuperação de áreas degradadas. Além disso, na região de nosso estudo a paisagem é dominada por áreas de cultivo convencional, pastos formados por espécies exóticas e os fragmentos constituem-se de áreas de floresta secundária isoladas em topos de morros, ambientes que apresentam baixa diversidade de artrópodes (Gardner et al., 2007; Almeida et al., 2011; Kremen e Miles, 2012). Dessa forma, na região de nosso estudo, a existência de ambientes sem nenhum ou com baixa intensidade de manejo, não seria suficiente para promover maior diversidade de ácaros e colêmbolas, por não haver um ambiente fonte de espécies (Tschardt et al., 2005).

No entanto, como esperado, os ambientes com menores intensidades de manejo (fragmentos florestal e agrofloresta) suportaram maior diversidade de artrópodes (Fig. 7), o que é também observado em outros estudos (Jha e Vandermeer, 2010; Perfecto e

Vandermeer, 1997; Tschardt et al., 2011). Além disso, houve variação na composição de espécies de artrópodes em função do tipo de manejo (Fig. 9), e esta variação se deveu, principalmente, à ocorrência diferenciada de espécies de ácaros e colêmbolas entre os ambientes analisados. Dessa forma, possivelmente os efeitos do manejo sobre esses dois grupos são mais sutis evidenciando-se, em maior escala a partir das diferenças nas composições de espécies entre os ambientes, e em menor escala, a partir dos efeitos do biocida sobre a comunidade de fauna edáfica (Fig. 8).

Considerando-se a menor escala de análise podemos observar a diminuição da abundância de ácaros e colêmbolas em função da presença do biocida (Fig. 8), repercutindo diretamente na diminuição da decomposição (Fig. 10). A naftalina é utilizada como biocida em estudos relacionados à biodiversidade e funcionamento do ecossistema, em função de seus efeitos negativos sobre a diversidade de artrópodes (Seastedt e Crossley, 1983; Vasconcelos e Laurence, 2005; Wang et al., 2009). Possivelmente, a redução da decomposição na presença de biocida (Fig. 10, Tabela 6) é um efeito indireto da diminuição da abundância de ácaros e colêmbolas (Wang et al., 2009), organismos importantes no processo de decomposição. Além disso, a naftalina possui efeito fungicida (Blair et al., 1989; Newell et al., 1987) podendo, dessa forma, afetar diretamente a decomposição, através da diminuição da atividade desses organismos na degradação do material foliar (Blair et al., 1989).

Além dos efeitos sobre a biodiversidade e decomposição, a naftalina também alterou a liberação de carbono, aumentando a concentração deste nutriente nas amostras (Tabela 6). Este efeito pode estar relacionado à diminuição da decomposição na presença do biocida (Fig. 10), o que pode ter aumentado a concentração do carbono, uma vez que ele é o principal nutriente perdido através da diminuição da biomassa do material foliar (Cotrufo et al., 2009). Alternativamente, o aumento da concentração de carbono pode estar diretamente ligado ao uso da naftalina como biocida. A naftalina é um hidrocarboneto composto por dois anéis aromáticos formados por ligações entre carbono e hidrogênio, podendo ser degradada por bactérias e fungos que vivem no ambiente edáfico (Davies e Evans, 1964; Cerniglia, 1993). Dessa forma, o aumento da concentração de carbono na presença do biocida pode se dar em função da degradação da naftalina, liberando carbono no material foliar.



### **Diversidade e funcionamento: efeito da diversidade de artrópodes sobre a decomposição e a liberação de nutrientes**

Os efeitos positivos da diversidade de artrópodes sobre a decomposição e liberação de nutrientes são bem conhecidos (Kurzatkowski, et al., 2004; Pramanik et al., 2001; Wickings e Grandy, 2011). Tais organismos removem, misturam, quebram e digerem os detritos metabolizando os constituintes da serapilheira, mineralizando e disponibilizando os nutrientes para as plantas (Hattenschwiler e Gasser, 2005). Assim, esperávamos que maior riqueza de espécies de artrópodes favorecesse a decomposição e a liberação de nutrientes. Tal efeito seria resultado de maior diversidade funcional fornecida pelas diferentes características das espécies.

Conforme esperado, a diversidade de artrópodes teve um efeito positivo sobre a liberação de nutrientes (Tabela 6), à exceção do cálcio. Contrariamente, a decomposição se correlacionou negativamente com a diversidade de artrópodes (Fig. 11B). Apesar dos efeitos positivos dos artrópodes sobre a decomposição e a ciclagem de nutrientes serem amplamente conhecidos, tal aspecto não é reconhecido como um padrão (Kampichler e Bruckner, 2009). Além disso, como discutido anteriormente no Capítulo um, a diversidade taxonômica ou riqueza de espécies pode não se traduzir em diversidade funcional. Tal aspecto da diversidade taxonômica pode explicar a ausência de relação positiva entre a riqueza de espécies de artrópodes e a decomposição.

### **Diversidade e funcionamento: efeito da diversidade da serapilheira sobre a decomposição e a liberação de nutrientes**

Conforme esperado, observamos que tanto a decomposição quanto a liberação de nutrientes correlacionam-se positivamente com a diversidade de plantas da serapilheira (Fig. 11A, Tabela 6). De acordo com o fluxograma de decomposição apresentado no capítulo um desta tese, há diferentes rotas pelas quais a diversidade de plantas aumenta a decomposição, sendo a heterogeneidade de recursos uma dessas vias.

A serapilheira composta por várias espécies de plantas se constitui fonte de recurso variado e permite a ocorrência de maior diversidade de organismos edáficos o que, através do efeito desses organismos sobre o material foliar, pode favorecer a decomposição (Kaneko e Salamanca, 1999). Assim, esperávamos que a diversidade da serapilheira favorecesse a diversidade de artrópodes aumentando, conseqüentemente, a decomposição da serapilheira. Ao contrário do que esperávamos, contudo, observamos

uma relação sutil e inversa entre a riqueza de espécies de artrópodes e a riqueza de espécies de plantas da serapilheira (Fig. 6). Somado a isso, a diversidade da serapilheira não alterou a abundância total de artrópodes ou a diversidade de ácaros e colêmbolas (Tabela 4).

A relação entre a diversidade da serapilheira e a diversidade de artrópodes não é singular, não sendo padrão os efeitos positivos da primeira sobre a segunda (Hättenschwiler et al., 2005). Alguns autores sugerem que fatores como a composição de espécies e a qualidade da serapilheira podem ser mais fortes na determinação da diversidade de artrópodes (Kaneco e Salamanca, 1999).

Além disso, como discutido anteriormente, aspectos regionais podem ser importantes na determinação da diversidade de artrópodes. Uma vez que a região estudada se constitui um mosaico de agroecossistemas, marcada pela forte presença de áreas de cultivo de café, tal configuração da paisagem pode ter adicionado à depleção do pool de espécies local, uma forte relação dos artrópodes com o café (Armbrecht et al., 2005). Desse modo, o aumento da riqueza de espécies de artrópodes não acompanharia o aumento da riqueza de espécies de plantas, contudo, em mistura de serapilheira com maior proporção de folhas de café observamos maior riqueza de espécies de artrópodes (Fig. 6).

Pelo exposto, podemos inferir que não foi através da heterogeneidade de recursos para os artrópodes que a diversidade de serapilheira favoreceu a decomposição. O mecanismo por trás desse efeito pode residir no aumento da atividade e diversidade de decompositores a partir da riqueza de espécies de plantas da serapilheira. Esse aumento da atividade microbiana pode se dar via variação do microclima edáfico ou aumento da qualidade da serapilheira, ambos os fatores derivados da diversidade da riqueza de espécies de plantas e relacionados à composição química da mistura de espécies (Kurzatkowski, et al., 2004; Song et al., 2010; Wardle et al., 2006). Dessa forma, em relação ao fluxograma apresentado no Capítulo um, possivelmente a rota de ação da diversidade de serapilheira sobre a decomposição foi via alteração da composição química, favorecendo a ação dos decompositores sobre o material foliar.

## **Conclusão**

Esperávamos que a diversidade da serapilheira aumentasse a decomposição e liberação de nutrientes via heterogeneidade de recursos para os artrópodes, mas esta não foi a via utilizada. A diversidade de serapilheira não se traduziu em diversidade de artrópodes, tampouco a diversidade desses organismos se traduziu em maior decomposição. Possivelmente a diversidade de serapilheira afeta os decompositores mais diretamente, sendo eles os grandes responsáveis pela decomposição. Uma evidência a partir de nosso estudo é a relação entre decomposição, biocida e abundância de ácaros e colêmbolas. Possivelmente o efeito do biocida sobre a abundância de ácaros e colêmbolas é um efeito indireto da ação do biocida sobre os decompositores, recurso alimentar utilizado pelos artrópodes em questão.

Nosso estudo aponta que, mesmo sem afetar a abundância de grupos específicos de artrópodes, são indubitáveis os efeitos negativos da intensidade do manejo sobre a comunidade de fauna edáfica e sobre a decomposição. Tais efeitos podem se dar, tanto em maior escala como observado nos agroecossistemas, quanto em menor escala, a partir da análise dos efeitos do biocida.

Propomos, nos estudos futuros, uma abordagem conjunta entre decompositores, diversidade de serapilheira e de artrópodes, onde haja o controle populacional ou da atividade dos organismos a fim de evidenciar efeito de cada nível trófico, e sua relação com a serapilheira, com mais precisão. Além disso, é necessária a inclusão de ambientes manejados nos estudos de BEF, a fim de evidenciar o efeito do manejo sobre o funcionamento do ecossistema.

## Referências Bibliográficas

- Aerts, R., 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 439–449.
- Armbrrecht, I., Rivera, L., Perfecto, I., 2005. Reduced Diversity and Complexity in the Leaf-Litter Ant Assemblage of Colombian Coffee Plantations. *Conservation Biology* 19, 897–907.
- Andrade, A.G., Tavares, S.R.L., Costa, C.H.L., 2003. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. *Agroecologia* 24, 55–63.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, Jing-Shen., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters* 9, 1146–56.
- Bartón, K. 2013. Multi-model inference. MuMIn-package. Version 1.9.0. 43p.
- Blair, J.M., Crossley, D. A., Rider, S., 1989. Effects of naphthalene on microbial activity and nitrogen pools in soil-litter microcosms. *Soil Biology and Biochemistry* 21, 507–510.
- Bolton, B., 1994. Identification guide to the ant genera of the world, first ed. Harvard University Press: Cambridge, USA.
- Borror, D. J. & R. E. White. 1970. A field guide to Insects: America north of Mexico. The Peterson Field Guide Series. 404 p.
- Burnham, K.P., Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York.
- Cerniglia, C.E., 1993. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology* 4, 331–338.

- Chamberlain, P., Mcnamara, N., Chaplow, J., Stott, A., Black, H., 2006. Translocation of surface litter carbon into soil by Collembola. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2655–2664.
- Clarke, K.R., Green, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a ' biological effects ' study. *Marine Ecology* 46, 213–226.
- Clarke K. R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18, 117–43.
- Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., Queded, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D. a, Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., Van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Callaghan, T. V, Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J. a, Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N. a, Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology letters* 11, 1065–71.
- Cotrufo, M., F., Del Gado, I., Piermatteo, D. 2009. Litter decomposition: concepts, methods and future perspectives. In: *Soil Carbon Dynamics. An integrated methodology*. Eds: Werner L. Kutsch, Michael Bahn, Andreas Heinemeyer. Cambridge University Press, New York.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Centro de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 412p.
- Environmental Protection Agency - EPA, 2008. Prevention, Pesticides and Toxic Substances. Reregistration Eligibility Decision for Naphthalene. List C, Case N. 3058. 71p.

- Fearnside, P.M., 2000. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46, 115–158.
- Frank, J.H., Thomas, M.C., 2012. Rove Beetles of Florida, Staphylinidae (Insecta : Coleoptera : Staphylinidae) ( No. EENY-115), DPI Entomology Circular, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Florida.
- Gartner, T.B., Cardon, Z.G., 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 2, 230–246.
- Gholz, H.L., Wedin, D. A., Smitherman, S.M., Harmon, M.E., Parton, W.J., 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6, 751–765.
- Gießelmann, U.C., Martins, K.G., Brändle, M., Schädler, M., Marques, R., Brandl, R., 2010. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. *Applied Soil Ecology* 46, 283–290.
- González, G., Seastedt, T.R., 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* 82, 955–964.
- Gorb, S.N., Gorb, E. V, Punttila, P., 2000. Forum Effects of redispersal of seeds by ants on the vegetation pattern in a deciduous forest : A case study. *Acta Oecologica* 21, 293–301.
- Gordon, C.E., McGill, B., Ibarra-Núñez, G., Greenberg, R., Perfecto, I., 2009. Simplification of a coffee foliage-dwelling beetle community under low-shade management. *Basic and Applied Ecology* 10, 246–254.
- Hättenschwiler, S., Gasser, P., 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS* 102, 1519–1524.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V., Scheu, S., 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, 191–218.

- Hättenschwiler, S., Coq, S., Barantal, S., Handa, I.T., 2011. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. *New Phytologist* 189, 950–965.
- Hopkin, S. P., 1997. *Biology of springtails*. Oxford University Press. Oxford. 330p.
- Jha, S., Vandermeer, J.H., 2010. Impacts of coffee agroforestry management on tropical bee communities. *Biological Conservation* 143, 1423–1431.
- Jorgensen, H.B., Elmholt, S., Petersen, H., 2003. Collembolan dietary specialisation on soil grown fungi. *Biology and Fertility of Soils* 39, 9–15.
- Kaal, E.E.J., Jong, E. De, Field, J.A., 1993. Stimulation of Ligninolytic Peroxidase Activity by Nitrogen Nutrients in the White Rot Fungus *Bjerkandera* sp. Strain BOS55. *Applied Environmental Microbiology* 59, 4031–4306.
- Kampichler, C., Bruckner, A., 2009. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 84, 375–89.
- 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.
- Ker, J.C. Mineralogia, sorção e desorção de fósforo, magnetização e elementos traços de Latossolos do Brasil. Viçosa, 1995. 181p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- Krantz, G.W., Walter, D.E., 2009. *A manual of acarology*. 3<sup>rd</sup> edition. Texas Tech University Press, Texas. 807p.
- Kurzatowski, D., Martius, C., Höfer, H., Garcia, M., Förster, B., Beck, L., Vlek, P., 2004. Litter decomposition, microbial biomass and activity of soil organisms in three agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 257–267.

- Li, L.J., Zeng, D.H., Yu, Z.Y., Fan, Z.P., Yang, D., Liu, Y.X., 2011. Impact of litter quality and soil nutrient availability on leaf decomposition rate in a semi-arid grassland of Northeast China. *Journal of Arid Environments* 75, 787–792.
- Louzada, J.N.C., Schoereder, J.H., De Marco, P., 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. *Forest Ecology and Management* 94, 31–36.
- Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., Harker, K.N., Turkington, T.K., Rice, W. a., 2004. Decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Canadian Journal of Soil Science* 84, 403–410.
- Marinucci, A.C., Hobbie, J.E., Helfrich, J.V.K., 1983. Effect of Litter Nitrogen on Decomposition and Microbial Biomass in *Spartina alterniflora*. *Microbial Ecology* 9, 27–40.
- Martin, S., Jung, G., Auge, H., Brandl, R., 2003. Palatability , decomposition and insect herbivory : patterns in a successional old-field plant community. *Oikos* 1, 121–132.
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. *Ecology* 63, 621–626.
- Naeem, S., Wright, J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6, 567–579.
- Naeem, S. 2009. Biodiversity, ecosystem functioning, and ecosystem services. In Levin, S.A., Carpenter, S R., Godfray, H.C.J., Kinzig, A.P., Loreau, M., Losos, J.B., Walker, B., Wilcove, D.S., editors. *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press, Princeton. 848p.
- Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C., 2009. Introduction: the ecological and social implications of changing biodiversity. An overview of a decade of biodiversity and ecosystem functioning research. In: Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. editors. *Biodiversity, Ecosystem*



Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective. Oxford University Press, Oxford. 372p.

- Nichols, E., S. Spector, J. Louzada, T. Larsen, S. Amezcuitad, M.E. Favila, The Scarabaeinae Research Network. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141: 1461–1474.
- Palm, C.A., Sanchez, P.A., 1990. Decomposition and Nutrient Release Patterns of the Leaves of Three Tropical Legumes. *Biotropica* 22, 330–338.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Carti, V., 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity & Conservation* 945, 935–945.
- Powledge, F., 2006. The Millennium Assessment. *BioScience* 56, 880–886.
- Pramanik, R., Sarkar, K., Joy, V.C., 2001. Efficiency of detritivore soil arthropods in mobilizing nutrients from leaf litter. *Tropical Ecology* 42, 51–58.
- Prescott, C.E., 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220, 66–74.
- RStudio, R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria., URL <http://www.R-project.org>.
- Seneviratne, G., 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biology and Fertility of Soils* 31, 60–64.
- Song, F., Fan, X., Song, R., 2010. Review of mixed forest litter decomposition researches. *Acta Ecologica Sinica* 30, 221–225.
- Souza, H. N., 2006. Sistematização da experiência participativa com sistemas florestais: rumo à sustentabilidade da agricultura familiar na Zona da Mata mineira. Dissertação. Universidade Federal de Viçosa, 127p.

- Sturrock, K., Rocha, J., 2000. A Multidimensional Scaling Stress Evaluation Table. *Field Methods* 12, 49–60.
- Swift, M.J.; Aheal, O.W.; Anderson, J.M. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Berkeley: University of California Press, 1979. p. 66-117.
- Talbot, J.M., Yelle, D.J., Nowick, J., Treseder, K.K., 2011. Litter decay rates are determined by lignin chemistry. *Biogeochemistry* 108, 279–295.
- Triplehorn, C. A., Jonnson, N. F., 2011. *Estudo dos insetos*. Tradução da 7ª edição. Cengage Learning, São Paulo. 809p.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857–874.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S. a., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Hölscher, D., Jührbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Veldkamp, E., Wanger, T.C., 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - a review. *Journal of Applied Ecology* 48, 619–629.
- Vergara, C., Badano, E., 2009. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 117–123.
- Wall, D.H., Bradford, M. a., St. John, M.G., Trofymow, J. a., Behan-Pelletier, V., Bignell, D.E., Dangerfield, J.M., Parton, W.J., Rusek, J., Voigt, W., Wolters, V., Gardel, H.Z., Ayuke, F.O., Bashford, R., Beljakova, O.I., Bohlen, P.J., Brauman, A., Flemming, S., Henschel, J.R., Johnson, D.L., Jones, T.H., Kovarova, M., Kranabetter, J.M., Kutny, L., Lin, K.-C., Maryati, M., Masse, D., Pokarzhevskii, A., Rahman, H., Sabar, M.G., Salamon, J.-A., Swift, M.J., Varela, A., Vasconcelos, H.L., White, D., Zou, X., 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biology* 14, 2661–2677.

- Wang, S., Ruan, H., Wang, B., 2009. Effects of soil microarthropods on plant litter decomposition across an elevation gradient in the Wuyi Mountains. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 891–897.
- Wardle, D., Yeates, G., Barker, G., Bonner, K., 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1052–1062.
- Wickings, K., Grandy, A. S., 2011. The oribatid mite *Scheloribates moestus* (Acari: Oribatida) alters litter chemistry and nutrient cycling during decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 351–358.

## CONCLUSÃO GERAL

Analisar o efeito da biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema não é uma tarefa simples. A investigação de alguns processos ecossistêmicos como a decomposição e a ciclagem de nutrientes pode ser ainda mais complicada, dado o número de fatores que afetam tais processos. A comunidade edáfica é extremamente complexa, formada por uma enormidade de espécies, organismos diminutos e muitos ainda sem identificação disponível. Somado a isso, a composição química e outros aspectos intrínsecos às espécies vegetais que compõem a serapilheira modificam a interação dos organismos edáficos com o material foliar, tornando difícil a determinação de padrões dentro deste contexto.

Apesar desta complexidade, a partir de nosso estudo observamos claramente a importância da riqueza de espécies da serapilheira e da diversidade de artrópodes edáficos, sobretudo ácaros e colêmbolas, na determinação da decomposição e da ciclagem de nutrientes. Notamos ainda, o efeito do manejo de agroecossistemas na decomposição e na diversidade de fauna edáfica, implicando na necessidade de incluir ambientes manejados nos estudos de BEF, sobretudo nas pesquisas realizadas na região tropical onde se concentra a maior parte da biodiversidade. Muitos agroecossistemas, como as agroflorestas, são fundamentados em técnicas de manejo de baixa intensidade, com a finalidade de favorecer a biodiversidade. Somente no Brasil, 2,5% de toda área cultivada constitui-se somente de agroflorestas, porém são escassos os dados em literatura acerca do funcionamento desse tipo de agroecossistema.

Por fim, na perspectiva de obtermos estudos mais robustos torna-se imprescindível a análise conjunta da composição da serapilheira, da diversidade da fauna edáfica e de aspectos da comunidade decompositora. A elucidação dos mecanismos de ação desses três componentes irá aprimorar nossos conhecimentos acerca da intrínseca relação que eles possuem, e permitirá um maior avanço nos estudos sobre biodiversidade e funcionamento de ecossistemas. Além disso, o uso de experimentos manipulativos poderá lapidar os resultados, favorecendo o surgimento de padrões mais consistentes dentro dessa linha de pesquisa.

## ANEXO 1 – TABELA DE MORFOESPÉCIES

|    | Morfoespécie       | Grupo taxonômico | Abundância |
|----|--------------------|------------------|------------|
| 1  | Acanthognathus sp1 | Formicidae       | 1          |
| 2  | Adelomyrmex sp1    | Formicidae       | 1          |
| 3  | Aleocharinae sp1   | Coleoptera       | 6          |
| 4  | Allomerus sp1      | Formicidae       | 2          |
| 5  | Anthocoridae sp1   | Hemiptera        | 8          |
| 6  | Anyphaenidae sp1   | Araneae          | 13         |
| 7  | Aphididae sp1      | Hemiptera        | 5          |
| 8  | Araneidae sp1      | Araneae          | 3          |
| 9  | Blatodea sp1       | Blatodea         | 3          |
| 10 | Blatodea sp10      | Blatodea         | 2          |
| 11 | Blatodea sp11      | Blatodea         | 1          |
| 12 | Blatodea sp12      | Blatodea         | 1          |
| 13 | Blatodea sp13      | Blatodea         | 1          |
| 14 | Blatodea sp2       | Blatodea         | 12         |
| 15 | Blatodea sp3       | Blatodea         | 2          |
| 16 | Blatodea sp4       | Blatodea         | 2          |
| 17 | Blatodea sp5       | Blatodea         | 8          |
| 18 | Blatodea sp6       | Blatodea         | 2          |
| 19 | Blatodea sp7       | Blatodea         | 6          |
| 20 | Blatodea sp8       | Blatodea         | 1          |
| 21 | Blatodea sp9       | Blatodea         | 4          |
| 22 | Brachymyrmex sp1   | Formicidae       | 21         |
| 23 | Brachymyrmex sp2   | Formicidae       | 2          |
| 24 | Brachymyrmex sp3   | Formicidae       | 6          |
| 25 | Brachystomella sp1 | Collembola       | 192        |
| 26 | Camillina sp1      | Araneae          | 2          |
| 27 | Camponotus sp1     | Formicidae       | 1          |
| 28 | Campylothorax sp1  | Collembola       | 1          |
| 29 | Capitato sp1       | Araneae          | 2          |
| 30 | Carabidae sp1      | Coleoptera       | 3          |
| 31 | Carabidae sp2      | Coleoptera       | 1          |
| 32 | Carebara sp1       | Formicidae       | 14         |
| 33 | Carebara sp2       | Formicidae       | 2          |
| 34 | Carebara sp3       | Formicidae       | 3          |
| 35 | Carebarella sp1    | Formicidae       | 44         |
| 36 | Carebarella sp2    | Formicidae       | 2          |
| 37 | Chilopoda sp1      | Chilopoda        | 1          |
| 38 | Chrysomelidae sp1  | Coleoptera       | 1          |

|    |                    |            |     |
|----|--------------------|------------|-----|
| 39 | Chryso sp1         | Araneae    | 1   |
| 40 | Ciidae sp1         | Coleoptera | 2   |
| 41 | Ciidae sp2         | Coleoptera | 1   |
| 42 | Cleridae sp1       | Coleoptera | 0   |
| 43 | Coleoptera sp10    | Coleoptera | 1   |
| 44 | Coleoptera sp11    | Coleoptera | 3   |
| 45 | Coleoptera sp12    | Coleoptera | 1   |
| 46 | Coleoptera sp13    | Coleoptera | 1   |
| 47 | Coleoptera sp14    | Coleoptera | 1   |
| 48 | Coleoptera sp15    | Coleoptera | 1   |
| 49 | Coleoptera sp16    | Coleoptera | 1   |
| 50 | Coleoptera sp17    | Coleoptera | 1   |
| 51 | Coleoptera sp18    | Coleoptera | 3   |
| 52 | Coleoptera sp19    | Coleoptera | 2   |
| 53 | Coleoptera sp20    | Coleoptera | 0   |
| 54 | Coleoptera sp21    | Coleoptera | 4   |
| 55 | Coleoptera sp22    | Coleoptera | 5   |
| 56 | Coleoptera sp23    | Coleoptera | 1   |
| 57 | Coleoptera sp24    | Coleoptera | 1   |
| 58 | Coleoptera sp25    | Coleoptera | 2   |
| 59 | Coleoptera sp26    | Coleoptera | 1   |
| 60 | Coleoptera sp27    | Coleoptera | 1   |
| 61 | Coleoptera sp3     | Coleoptera | 1   |
| 62 | Coleoptera sp4     | Coleoptera | 1   |
| 63 | Coleoptera sp5     | Coleoptera | 1   |
| 64 | Coleoptera sp6     | Coleoptera | 3   |
| 65 | Coleoptera sp7     | Coleoptera | 2   |
| 66 | Coleoptera sp8     | Coleoptera | 1   |
| 67 | Coleoptera sp9     | Coleoptera | 1   |
| 68 | oleosoma floridana | Araneae    | 20  |
| 69 | Creumatogaster sp1 | Formicidae | 2   |
| 70 | Curculionidae sp1  | Coleoptera | 1   |
| 71 | Curculionidae sp2  | Coleoptera | 0   |
| 72 | Cyphoderus sp1     | Collembola | 7   |
| 73 | Cyphomyrmex sp1    | Formicidae | 2   |
| 74 | Dermaptera sp1     | Dermaptera | 1   |
| 75 | Dermaptera sp2     | Dermaptera | 1   |
| 76 | Dermaptera sp3     | Dermaptera | 5   |
| 77 | Dermaptera sp4     | Dermaptera | 1   |
| 78 | Dermaptera sp5     | Dermaptera | 1   |
| 79 | Dicranocentrus sp1 | Collembola | 14  |
| 80 | Dicyrtoma sp1      | Collembola | 7   |
| 81 | Dicyrtomina sp1    | Collembola | 462 |

|     |                  |            |      |
|-----|------------------|------------|------|
| 82  | Dicyrtomina sp2  | Collembola | 112  |
| 83  | Diplopoda sp1    | Diplopoda  | 3    |
| 84  | Diplopoda sp2    | Diplopoda  | 8    |
| 85  | Entomobrya sp1   | Collembola | 80   |
| 86  | Entomobrya sp2   | Collembola | 53   |
| 87  | Entomobrya sp3   | Collembola | 18   |
| 88  | Episinus sp1     | Araneae    | 1    |
| 89  | Filistatidae sp1 | Araneae    | 1    |
| 90  | Folsomia sp1     | Collembola | 42   |
| 91  | Folsomides sp1   | Collembola | 1    |
| 92  | Folsomina sp1    | Collembola | 212  |
| 93  | Forelius sp1     | Formicidae | 1    |
| 94  | Gamasomorpha sp1 | Araneae    | 1    |
| 95  | Gnamptogenys sp1 | Formicidae | 51   |
| 96  | Gnamptogenys sp2 | Formicidae | 16   |
| 97  | Gnamptogenys sp3 | Formicidae | 26   |
| 98  | Gnaphosidae sp1  | Araneae    | 4    |
| 99  | Hahniidae sp1    | Araneae    | 1    |
| 100 | Heteroponera sp1 | Formicidae | 8    |
| 101 | Hylomyrma sp1    | Formicidae | 37   |
| 102 | Hypogastrura sp1 | Collembola | 1    |
| 103 | Hypoconera sp1   | Formicidae | 44   |
| 104 | Hypoconera sp2   | Formicidae | 6    |
| 105 | Hypoconera sp3   | Formicidae | 3    |
| 106 | Isopoda sp1      | Isopoda    | 176  |
| 107 | Isopoda sp2      | Isopoda    | 52   |
| 108 | Isotoma sp1      | Collembola | 2029 |
| 109 | Isotoma sp2      | Collembola | 14   |
| 110 | Isotomiella sp1  | Collembola | 294  |
| 111 | Isotomina sp1    | Collembola | 27   |
| 112 | Isotomurus sp1   | Collembola | 48   |
| 113 | Lachnomyrmex sp1 | Formicidae | 6    |
| 114 | Lathridiidae sp1 | Coleoptera | 84   |
| 115 | Lathridiidae sp2 | Coleoptera | 1    |
| 116 | Lathridiidae sp3 | Coleoptera | 1    |
| 117 | Lathridiidae sp4 | Coleoptera | 80   |
| 118 | Lathridiidae sp5 | Coleoptera | 8    |
| 119 | Lathridiidae sp6 | Coleoptera | 3    |
| 120 | Leiodidae sp1    | Coleoptera | 1    |
| 121 | Leiodidae sp2    | Coleoptera | 1    |
| 122 | Lepidocyrtus sp1 | Collembola | 478  |
| 123 | Lepidocyrtus sp2 | Collembola | 84   |
| 124 | Lepidocyrtus sp3 | Collembola | 19   |

|     |                     |            |     |
|-----|---------------------|------------|-----|
| 125 | Lepidocyrtus sp4    | Collembola | 6   |
| 126 | Lepidosira sp1      | Collembola | 204 |
| 127 | Lepidosira sp2      | Collembola | 18  |
| 128 | Lepidosira sp3      | Collembola | 5   |
| 129 | Linyphiidae sp1     | Araneae    | 11  |
| 130 | Lygaeidae sp1       | Hemiptera  | 19  |
| 131 | Mastigoceras sp1    | Collembola | 90  |
| 132 | Megalomyrmex sp1    | Formicidae | 2   |
| 133 | Melolonthidae sp1   | Coleoptera | 1   |
| 134 | Monomorium sp1      | Formicidae | 14  |
| 135 | Myrmelachista sp1   | Formicidae | 21  |
| 136 | Nesomyrmex sp1      | Formicidae | 1   |
| 137 | Nesticidae sp1      | Araneae    | 1   |
| 138 | Nitidulidae sp1     | Coleoptera | 2   |
| 139 | Ochetomyrmex sp1    | Formicidae | 2   |
| 140 | Ochyroceratidae sp1 | Araneae    | 4   |
| 141 | Odontomachus sp1    | Formicidae | 7   |
| 142 | Oonopidae sp1       | Araneae    | 13  |
| 143 | Oonops sp1          | Araneae    | 1   |
| 144 | Orthobula sp1       | Araneae    | 1   |
| 145 | Orthobula sp1       | Araneae    | 1   |
| 146 | Orthoptera sp1      | Orthoptera | 1   |
| 147 | Orthoptera sp2      | Orthoptera | 2   |
| 148 | Osoriinae sp1       | Coleoptera | 1   |
| 149 | Oxyepoecu sp1       | Formicidae | 1   |
| 150 | Oxytelinae sp4      | Coleoptera | 3   |
| 151 | Oxytelinae sp5      | Coleoptera | 1   |
| 152 | Oxytelinae sp7      | Coleoptera | 3   |
| 153 | Oxytelinae sp1      | Coleoptera | 18  |
| 154 | Oxytelinae sp2      | Coleoptera | 4   |
| 155 | Oxytelinae sp3      | Coleoptera | 3   |
| 156 | Oxytelinae sp8      | Coleoptera | 6   |
| 157 | Oxytelinae sp9      | Coleoptera | 1   |
| 158 | Pachycondyla sp1    | Formicidae | 19  |
| 159 | Paederinae sp1      | Coleoptera | 8   |
| 160 | Paederinae sp2      | Coleoptera | 6   |
| 161 | Paederinae sp3      | Coleoptera | 7   |
| 162 | Paederinae sp4      | Coleoptera | 6   |
| 163 | Paederinae sp5      | Coleoptera | 2   |
| 164 | Paederinae sp6      | Coleoptera | 3   |
| 165 | Paederinae sp7      | Coleoptera | 1   |
| 166 | Paederinae sp8      | Coleoptera | 1   |
| 167 | Paederinae sp9      | Coleoptera | 2   |



|     |                       |                   |     |
|-----|-----------------------|-------------------|-----|
| 168 | Paratrechina sp1      | Formicidae        | 1   |
| 169 | Paronella sp1         | Collembola        | 392 |
| 170 | Paronella sp2         | Collembola        | 57  |
| 171 | Paronella sp3         | Collembola        | 13  |
| 172 | Pheidole sp1          | Formicidae        | 1   |
| 173 | Pheidole sp2          | Formicidae        | 2   |
| 174 | Pheidole sp3          | Formicidae        | 1   |
| 175 | Pholcidae sp1         | Araneae           | 13  |
| 176 | Pisauridae sp1        | Araneae           | 2   |
| 177 | Proisotoma sp1        | Collembola        | 6   |
| 178 | Pselaphinae sp1       | Coleoptera        | 4   |
| 179 | Pselaphinae sp2       | Coleoptera        | 1   |
| 180 | Pselaphinae sp3       | Coleoptera        | 12  |
| 181 | Pseudomyrmex sp1      | Formicidae        | 1   |
| 182 | Pseudoscorpionida sp1 | Pseudoscorpionida | 19  |
| 183 | Ptilidae sp1          | Coleoptera        | 93  |
| 184 | Ptilidae sp2          | Coleoptera        | 60  |
| 185 | Salina sp1            | Collembola        | 143 |
| 186 | Salticidae sp1        | Araneae           | 9   |
| 187 | Scolytidae sp1        | Coleoptera        | 49  |
| 188 | Scolytidae sp2        | Coleoptera        | 11  |
| 189 | Scolytidae sp3        | Coleoptera        | 2   |
| 190 | Scolytidae sp4        | Coleoptera        | 1   |
| 191 | Scydmaenidae sp1      | Coleoptera        | 4   |
| 192 | Scydmaenidae sp2      | Coleoptera        | 1   |
| 193 | Scydmaenidae sp3      | Coleoptera        | 1   |
| 194 | Scydmaenidae sp4      | Coleoptera        | 1   |
| 195 | Scytodes sp1          | Araneae           | 4   |
| 196 | Scytodes itapevi      | Araneae           | 1   |
| 197 | Scytodidae sp1        | Araneae           | 87  |
| 198 | Seira sp1             | Collembola        | 210 |
| 199 | Seira sp2             | Collembola        | 2   |
| 200 | Sminthurides sp1      | Collembola        | 101 |
| 201 | Sminthurides sp2      | Collembola        | 85  |
| 202 | Sminthurides sp3      | Collembola        | 10  |
| 203 | Sminturus sp1         | Collembola        | 1   |
| 204 | Solenopsis sp1        | Formicidae        | 215 |
| 205 | Solenopsis sp2        | Formicidae        | 2   |
| 206 | Solenopsis sp3        | Formicidae        | 3   |
| 207 | Solenopsis sp4        | Formicidae        | 20  |
| 208 | Solenopsis sp5        | Formicidae        | 2   |
| 209 | Sphecozone sp1        | Araneae           | 1   |
| 210 | Stegomyrmex sp1       | Formicidae        | 1   |

|     |                      |              |     |
|-----|----------------------|--------------|-----|
| 211 | Stegomyrmex sp2      | Formicidae   | 6   |
| 212 | Steninae sp1         | Coleoptera   | 2   |
| 213 | Strumigenys sp1      | Formicidae   | 21  |
| 214 | Strumigenys sp2      | Formicidae   | 1   |
| 215 | Tachyporinae sp1     | Coleoptera   | 195 |
| 216 | Tachyporinae sp2     | Coleoptera   | 32  |
| 217 | Tachyporinae sp3     | Coleoptera   | 2   |
| 218 | Tachyporinae sp4     | Coleoptera   | 1   |
| 219 | Tapinoma sp1         | Formicidae   | 6   |
| 220 | Tenebrionidae sp1    | Coleoptera   | 3   |
| 221 | Tenebrionidae sp2    | Coleoptera   | 1   |
| 222 | Termitidae sp1       | Isoptera     | 10  |
| 223 | Tetramorium sp1      | Formicidae   | 11  |
| 224 | Tetramorium sp2      | Formicidae   | 28  |
| 225 | Thaumastocoridae sp1 | Hemiptera    | 1   |
| 226 | Theridiidae sp1      | Araneae      | 65  |
| 227 | Thwaitesia sp1       | Araneae      | 1   |
| 228 | Thymoites sp1        | Araneae      | 2   |
| 229 | Thysanoptera sp1     | Thysanoptera | 16  |
| 230 | Thysanoptera sp2     | Thysanoptera | 28  |
| 231 | Thysanoptera sp3     | Thysanoptera | 2   |
| 232 | Thysanoptera sp4     | Thysanoptera | 1   |
| 233 | Thysanoptera sp5     | Thysanoptera | 4   |
| 234 | Thysanoptera sp6     | Thysanoptera | 2   |
| 235 | Thysanoptera sp7     | Thysanoptera | 1   |
| 236 | Thysanoptera sp8     | Thysanoptera | 1   |
| 237 | Tingidae sp1         | Hemiptera    | 2   |
| 238 | Titanoecidae sp1     | Araneae      | 3   |
| 239 | Tranopelta sp1       | Formicidae   | 4   |
| 240 | Typhlomyrmex sp1     | Formicidae   | 1   |
| 241 | Wasmannia sp1        | Formicidae   | 96  |
| 242 | Wasmannia sp2        | Formicidae   | 9   |