UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Restabelecimento da comunidade de artrópodos edáficos e epígeos e
a produção e decomposição da serapilheira em floresta estacional
semidecidual restaurada: a Floresta da USP como estudo de caso.

José Ricardo Barosela

Tese apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão
Preto da USP, como parte das
exigências para a obtenção do título de
Doutor em Ciências, Área:
ENTOMOLOGIA

RIBEIRÃO PRETO -SP

2013

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Restabelecimento da comunidade de artrópodos edáficos e epígeos e
a produção e decomposição da serapilheira em floresta estacional
semidecidual restaurada: a Floresta da USP como estudo de caso.

José Ricardo Barosela

Orientadora: Profa Dra Elenice Mouro Varanda

Tese apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão
Preto da USP, como parte das
exigências para a obtenção do título de
Doutor em Ciências, Área:
ENTOMOLOGIA

RIBEIRÃO PRETO -SP

2013

Ficha Catalográfica

Barosela, José Ricardo

Restabelecimento da comunidade de artrópodos edáficos e epígeos e a produção e decomposição da serapilheira em floresta estacional semidecidual restaurada: a Floresta da USP como estudo de caso. Ribeirão Preto, 2013.

113 p.: il.; 30cm

Tese de doutorado apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP. Área de Concentração: ENTOMOLOGIA

Orientador: Elenice Mouro Varanda

1. Restauração florestal 2. Serapilheira 3. Decomposição 4. Artrópodos epígeos 5. Artrópodos edáficos.

O único sentido íntimo das cousas
É elas não terem sentido íntimo nenhum.
Não acredito em Deus porque nunca o vi.
Se ele quisesse que eu acreditasse nele,
Sem dúvida que viria falar comigo
E entraria pela minha porta dentro
Dizendo-me, Aqui estou!

Mas se Deus é as flores e as árvores
E os montes e sol e o luar,
Então acredito nele,
Então acredito nele a toda a hora,
E a minha vida é toda uma oração e uma missa,
E uma comunhão com os olhos e pelos ouvidos.

E por isso eu obedeço-lhe,
Obedeço-lhe a viver, espontaneamente,
Como quem abre os olhos e vê,
E chamo-lhe luar e sol e flores e árvores e montes,
E amo-o sem pensar nele,
E penso-o vendo e ouvindo,
E ando com ele a toda a hora.

Excertos de “O Guardador de Rebanhos”
Alberto Caeiro

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que direta ou indiretamente colaboraram para que fosse possível o desenvolvimento deste trabalho, principalmente:

À minha orientadora/chefe, Profa Dra Elenice Mouro Varanda pelo apoio e incentivo de sempre ao meu desenvolvimento acadêmico, profissional e pessoal em todos estes (muitos) anos de convivência.

Ao Departamento de Biologia e ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP pela oportunidade oferecida.

Ao Centro de Estudos e Extensão Florestal da USP (CEEFLORUSP) que estimula e coordena as atividades ligadas à Floresta da USP, objeto deste estudo, e à administração da Estação Ecológica de Ribeirão Preto por autorizar o uso deste remanescente florestal para o desenvolvimento desta investigação.

À Fundação de Amparo ao Ensino e à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro a este projeto.

Aos amigos do laboratório; Guilherme, Luiz Henrique, Luanne, Rodolfo, Sabrina, Marina, Fernando, Mônica e Fabiana pela convivência harmoniosa, pelas discussões enriquecedoras e principalmente pelas fartas risadas. Gostaria de agradecer especialmente estas duas últimas pessoas pela permissão de usar os resultados de seus trabalhos no enriquecimento da discussão do segundo capítulo desta tese. Obrigado Leandrinho, Cristiano (Homenzinho) e Luciano (Carioca) pelo auxílio no duro trabalho de abrir picadas entre cipós, arranha-gatos e pernilongos. Agradeço também à Mariana por melhorar meu inglês durante o doutorado e por revisar o abstract.

À minha família que sempre me apoiou e incentivou nesta jornada, suportando estoicamente suas consequências.

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
CAPÍTULO 1 - HISTÓRICO E DESCRIÇÃO DOS LOCAIS ESTUDADOS	3
1. Breve histórico da fragmentação da Mata Atlântica	3
2. Restauração florestal.....	5
3. A restauração das funções ecológicas na floresta plantada	8
4. Modelo Pioneiro de Restauração com diversidade genética: A Floresta da USP	11
5. Floresta referência: a Estação Ecológica de Ribeirão Preto	15
CAPÍTULO 2 - A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA LÍQUIDA E OS SOLOS DO REMANESCENTE FLORESTAL E DA FLORESTA RESTAURADA.....	18
1. Introdução	18
2. Material e Métodos	20
3. Resultados e Discussão.....	23
3.1. Produção de serapilheira das duas áreas de floresta restaurada e do fragmento florestal	23
3.2. Alguns aspectos dos solos das duas áreas restauradas e da floresta referência	25
3.3. Aporte de nutrientes via serapilheira e seus efeitos nas características químicas dos solos.....	26
3.4. Fatores que fazem a diferença entre as três áreas florestais	28
CAPÍTULO 3 - A DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA	32
1. Introdução	32
2. Material e Métodos	35
3. Resultados e Discussão.....	41
3.1. Variação sazonal na decomposição da serapilheira	41
3.2. As velocidades de decomposição das serapilheiras na floresta referência e nas áreas florestadas são diferentes?	43
3.3. A influência dos atributos químicos na velocidade de decomposição da serapilheira.....	46
3.4. As condições ambientais locais e a velocidade da decomposição	43
CAPÍTULO 4 - A FAUNA DE ARTRÓPODOS EPÍGEOS E EDÁFICOS	59
1. Introdução	59

2. Material e métodos	63
3. Resultados e Discussão.....	65
3.1. Abundância e diversidade de artrópodos da serapilheira e do solo nas duas áreas florestadas e no fragmento florestal.....	65
3.2. Grupos de artrópodos encontrados nas serapilheiras e nos solos dos três locais de estudo.....	68
3.3. As faunas de artrópodos edáficos e epígeos dos três locais estudados são similares?.....	77
3.4. O que mudou nas faunas edáfico-epígeas dos três locais após três anos da primeira amostragem?.....	85
3.5. A influência das variáveis químicas da serapilheira e do solo sobre a composição da fauna edáfico-epígea.	89
CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES GERAIS	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98

RESUMO

Originalmente, o estado de São Paulo tinha 87% de sua área ocupada por Floresta Atlântica e o uso de suas terras resultou numa redução de aproximadamente 90% de sua área original. Com o objetivo de manter os serviços ambientais providos pelas florestas urge restaurar parte da vegetação perdida com o plantio de árvores nativas para acelerar a sucessão secundária. Depois do plantio, porém, é necessário que vários processos ecológicos se reestabeleçam para que o novo ecossistema se perpetue. A queda da serapilheira e a sua decomposição tem um papel importante no funcionamento dos ecossistemas porque enriquecem o solo e retornam nutrientes para as próprias árvores. O objetivo deste trabalho foi estimar a queda e a decomposição da serapilheira e verificar as mudanças nas comunidades de artrópodos edáficos e epígeos que possam estar relacionadas às alterações temporais no processo de decomposição numa floresta restaurada. O estudo foi conduzido em um remanescente de floresta estacional semidecidual e em duas áreas de idades diferentes de uma floresta restaurada. A queda da serapilheira foi estimada com o uso de coletores e a sua decomposição com bolsas de malha de 2mm. Foram feitas análises químicas do solo e da serapilheira e suas faunas foram amostradas. As árvores da área restaurada mais antiga produziram tanta serapilheira quanto as do remanescente florestal, e as da restauração mais nova produziram bem menos. Apesar disso, a restauração mais antiga apresentou um solo semelhante ao da mais nova, com baixos teores de nutrientes. A decomposição foi mais rápida no remanescente florestal mostrando que este processo não foi completamente reestabelecido nas áreas plantadas. Os taninos e o nitrogênio foram as variáveis químicas da serapilheira mais relacionadas às suas taxas de decomposição. O remanescente foi o local com maior riqueza de artrópodos edáficos e epígeos, seguido pela área restaurada há mais tempo. Esta fauna foi diferente entre os três locais e as áreas restauradas tinham comunidades mais semelhantes entre si. Dentre os fragmentadores, formigas, dípteros, proturos e isópodos foram os grupos mais relacionados ao remanescente florestal e os Hemiptera, Thysanoptera e Psocoptera foram mais relacionados à área mais jovem. Pseudoescorpiões e quilópodos se mostraram quase ausentes nas áreas restauradas. As duas restaurações são ainda jovens e somente no futuro poderemos verificar se estes locais terão condições de abrigar grupos de artrópodos mais exigentes e reestabelecer o processo de decomposição e as condições do solo.

Palavras-chave: restauração florestal, serapilheira, decomposição, artrópodos epígeos e artrópodos edáficos.

ABSTRACT

Originally, São Paulo State had about 87% of its area occupied by the Atlantic Forest and the use of its lands resulted in the reduction of about 90% of the original area. In order to keep the environmental services we need to restore part of the lost vegetation by planting native trees to accelerate the secondary succession. After planting, it is necessary that many ecological processes take place to perpetuate the new ecosystem. The litterfall and its decomposition play an important role on the ecosystem functioning, because these processes enrich the soil and return nutrients to the trees. The goal of this work was to estimate the litter fall and decomposition besides verifying the changes in the edaphic arthropods community that may indicate the restoration progress through the decomposing process in a restored forest. We have carried out the study in a seasonal semideciduous forest remnant and in two restoration sites of different ages. We have estimated the litter fall using litter collectors and its decomposition using litterbags. We have done soil and litter chemical assays and extracted its fauna by Berlese funnels. The older restored site produced as much litter as the forest remnant while the newer one produced less. Besides that, both restored sites seemed to have similar soils, with low organic matter and mineral nutrients content. The decomposition was faster in the forest remnant showing that this process was not completely reestablished in the restored sites. Tannins and nitrogen was the litter chemicals more related to its decomposition rates. The richest site in edaphic and litter arthropod species was the forest remnant, followed by the older restored forest. The fauna was different among the three sites and the planted forests had more similar communities. Among the litter feeding animals, ants, flies, proturans and isopods were the groups more related to forest remnant. Hemiptera, Thysanoptera and Psocoptera were more abundant in the less developed restored site. Some predator arthropods as pseudoscorpions and chilopods were almost absent in the two restored sites. The restored forests are still young and only in the future we will see if these sites will have conditions to support groups of more sensitive arthropods and to reestablish the decomposition process and soil conditions.

Keywords: Forest restoration, litter, decomposition, soil arthropods, epigeic arthropods.

CAPÍTULO 1 - HISTÓRICO E DESCRIÇÃO DOS LOCAIS ESTUDADOS

1. Breve histórico da fragmentação da Mata Atlântica

A Mata Atlântica ocupava originalmente em torno de 14% do território brasileiro. Era distribuída principalmente ao longo da costa, desde os estados do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (www.sosma.org.br). Apesar do nome “Mata Atlântica”, este termo engloba uma gama variada de formações vegetais que, de acordo com o IBGE (2012) incluem vários tipos de fisionomias de florestas ombrófilas, de florestas estacionais semidecíduais e de florestas estacionais decíduais. No litoral há as restingas e os manguezais e em alguns pontos nas serras, normalmente em altitudes superiores a 1.000m, existem os campos rupestres. Por sua imensa diversidade biológica, a Mata Atlântica é considerada um “hotspot” de diversidade pela International Conservation (www.conservation.org) e Reserva da Biosfera pela UNESCO (www.unesco.org).

Desde o início da colonização do país pelos portugueses, esta floresta – ou o solo ocupado por ela – vem sendo fonte para o fornecimento de produtos de exportação. No século XIV esta floresta fornecia para a metrópole o principal produto da colônia: o pau-brasil, árvore muito valorizada na época tanto pelo uso de sua madeira quanto, e principalmente, pelo corante vermelho que produzia (Baer, 2002).

Após o ciclo do pau-brasil o país passou a produzir cana-de-açúcar, que já havia sido introduzida e cultivada na Península Ibérica pelos califados árabes durante parte da idade média (Fausto, 1996). A Mata Atlântica do nordeste ao sudeste do Brasil passou, então, a ceder terreno para este cultivo com o objetivo de produzir açúcar para a Europa (Diégues, 2006).

No estado de São Paulo, a Mata Atlântica cobria aproximadamente 85% do território. No século XIX o café chegou ao interior paulista e na segunda metade deste século, a região de Ribeirão Preto – nordeste do estado – já era grande exportadora deste produto. Seu maior fazendeiro, Francisco Schmidt, foi considerado o maior produtor mundial e ficou conhecido como o “rei do café” (Pais *et al.*, 2000). Naquela época, na cultura do café, somente o solo ocupado por florestas era valorizado e a

pressão por estas terras diminuiu rapidamente a cobertura florestal. Fiel à tradição brasileira de exportar monoculturas e seus produtos, da segunda metade do século XX até os dias de hoje a região de Ribeirão Preto passou à cultura da cana-de-açúcar que tem dominado o uso das terras nesta região e contribuído bastante para a fragmentação das florestas.

No interior do estado, a fisionomia predominante é a de floresta estacional semidecidual, pois o clima desta região apresenta pluviosidade com variação sazonal bem demarcada. Segundo inventário realizado pela Secretaria do Meio Ambiente e pelo Instituto Florestal (2005), a cobertura vegetal natural do Estado de São Paulo ocupa atualmente 14% de seu território se consideradas todas as fitofisionomias.

Segundo este mesmo inventário, da floresta estacional semidecidual que predominava na região de Ribeirão Preto restam apenas 23.300 ha distribuídos em pequenos fragmentos, restritos principalmente às áreas acidentadas de uso difícil para a agricultura mecanizada. Ainda, segundo a mesma fonte, se considerarmos a Bacia Hidrográfica do Baixo Pardo/Grande na qual o município de Ribeirão Preto está inserido, apenas 6,2% de sua superfície permanece com vegetação natural, sendo 0,6% (3.960ha) de florestas estacionais semidecíduais, distribuída em fragmentos cuja maioria tem menos de 50 ha.

Kotchetkoff-Henriques (2003), em estudo da vegetação natural do município de Ribeirão Preto, encontrou 102 fragmentos florestais incluindo mata mesófila, mata decídua, mata paludícola e cerrado. Concluiu, com base em mapa fornecido pelo IF/SEMA - atualizado com dados da Prefeitura Municipal - e em seus trabalhos de campo, que o município possui apenas 3,9% de vegetação natural, sendo 1,4% de mata estacional correspondente a 19 fragmentos. Verificou ainda que o maior remanescente encontra-se ao longo do Ribeirão da Onça (247 ha), que apenas seis fragmentos têm mais de 100 ha e correspondem a 39% da vegetação natural, e que a maioria dos fragmentos tem área inferior a 10 ha.

A fragmentação da vegetação diminui drasticamente as populações provocando importante impacto sobre a variabilidade genética das árvores. Em fragmentos pequenos, muitas vezes, há um número de indivíduos aquém do mínimo necessário para a manutenção de uma população geneticamente saudável, o que pode

levar à perda de alelos por deriva genética e ao aumento da endogamia (Kageyama *et al.*, 1998). Em longo prazo há a perda de espécies e a consequente diminuição da diversidade (Rey-Benayas *et al.*, 2007).

O efeito de borda derivado da fragmentação leva a alterações microclimáticas que aumentam a probabilidade de invasões por espécies exóticas e alteram a estrutura da vegetação. Estas alterações afetam o sucesso reprodutivo de diversos grupos de organismos, além de influenciar o funcionamento do ecossistema. Processos ecológicos envolvendo interações complexas entre organismos como a polinização, a dispersão de sementes, a relação entre herbívoros e plantas ou a relação predador–presa podem ser profundamente alterados pelo efeito de borda (López-Barrera, 2007).

Além das modificações na estrutura e funcionamento da floresta, a fragmentação tem consequências negativas para as populações humanas, pois causa impactos em muitos dos serviços ecológicos prestados pelas florestas. Erosão do solo, perda de nascentes, assoreamento, alterações nas características físico-químicas das águas dos rios e enchentes em áreas urbanas são alguns dos resultados da perda de cobertura vegetal. O atual quadro de degradação e seus diversos efeitos negativos demonstra a importância de se restaurar a vegetação principalmente nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) a fim de se manter os serviços ecológicos essenciais à população, sobretudo numa área tão fragmentada como o interior do estado de São Paulo.

2. Restauração florestal

Problemas causados pela retirada da vegetação não são novos no Brasil, assim como não é nova a ideia de se recuperar a vegetação com o intuito de manter serviços ambientais essenciais para a população humana.

Durante o Império a cidade do Rio de Janeiro já sofria com a falta de água potável devido à perda da vegetação. Em 1790 todo o entorno da cidade estava ocupado por monocultura de café e as técnicas de cultivo eram rudimentares, com baixa produtividade e perda de fertilidade do solo, o que exigia cada vez mais terras virgens, originalmente ocupadas pela floresta atlântica (Drummond, 1988). O

problema se tornou tão grave que em 1844 o governo imperial desapropriou terras particulares para a recuperação das nascentes. Inicialmente sob o comando do autodidata Manuel Antonio Archer plantou-se, entre 1862 e 1887, cerca de 95.000 árvores. Este foi um trabalho pioneiro nos trópicos e o resultado dele é hoje a Floresta da Tijuca, a maior floresta urbana do planeta (Drummond, *op. cit.*).

A Portaria de 11/12/1861, que dava "Instruções provisórias para o plantio e conservação das florestas da Tijuca e Paineiras", já trazia muito das práticas que nos dias de hoje são indicadas pelas teorias ecológicas e até exigidas por lei. Instruía, por exemplo, o plantio de mudas a partir de sementes de árvores nativas de várias espécies. Quando possível, ordenava a coleta de mudas ou mesmo espécimes juvenis diretamente nos remanescentes florestais próximos. De acordo com a portaria, as áreas prioritárias para o plantio eram as clareiras das duas florestas, as nascentes e as margens dos rios (Governo do Império do Brasil, 1861).

De 1965 a 1988 vigorou o Programa de Incentivos Fiscais do Florestamento e Reflorestamento com o objetivo de impulsionar o reflorestamento no Brasil. Após mais de um século – num retrocesso técnico em relação aos métodos utilizados na Floresta da Tijuca – os plantios eram, na verdade, monoculturas de espécies exóticas, sobretudo pertencentes aos gêneros *Pinus* e *Eucaliptus* (Borgonovi *et al.* 1967). Além disso, muitas destas plantações tinham por objetivo a produção de papel e celulose e não a prestação de serviços ambientais (Antonangelo e Bacha, 1998). Somente na década de 1980 começou-se a utilizar espécies nativas e o conceito de sucessão secundária nos projetos de recuperação da vegetação (Kageyama e Castro, 1989), apesar da Lei nº 4.771 (Congresso Nacional, 1965) que instituía o Novo Código Florestal já mencionasse a restauração da área destinada à Reserva Legal com espécies nativas.

Somente mais recentemente tem-se buscado restaurar considerando-se a variabilidade genética além da diversidade de espécies (Rodrigues *et al.*, 2009), embora vinte anos antes Kageyama e Castro (1989) já enfatizassem a importância da variabilidade genética na manutenção das populações de espécies arbóreas em florestas plantadas.

O estabelecimento da restauração como área da ciência ecológica é bastante recente (Jackson e Hobbs, 2009) e o emprego prático de suas teorias ainda raro. Há, ainda, uma certa confusão na utilização dos termos “restauração” e “recuperação” de uma área degradada. O artigo segundo da Lei 9.985, de 18/07/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências (Ministério do Meio Ambiente, 2000) define:

“Recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original”.

“Restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original”.

Neste trabalho segue-se a definição fornecida por esta Lei, muito semelhante à dada pela SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004), segundo a qual restauração ecológica “é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”.

A pressão da sociedade para a recuperação dos serviços ambientais prestados pelas florestas à população humana levou à criação de leis que a regulam e de resoluções - como a SMA-08 (Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008) - que orientam a restauração no estado de São Paulo. Isso faz deste estado pioneiro e um dos poucos locais do mundo onde há uma legislação e orientações técnicas necessárias à restauração florestal (Rodrigues *et al.*, 2009).

A exigência legal pode colaborar no estímulo da restauração das florestas, mas orientações rígidas sobre o número de espécies a serem implantadas e sobre os procedimentos de restauração talvez possam surtir efeito contrário ao desejado. Alguns autores defendem a ideia de que a rigidez da lei pode levar a um “engessamento” das técnicas utilizadas ou mesmo à inibição das pesquisas e do desenvolvimento de técnicas inovadoras de restauração (Durigan *et al.* 2010). A legislação, porém, está se tornando mais maleável: a Instrução Normativa Nº 5, de 8 de setembro de 2009 (Ministério do Meio Ambiente, 2009) e a Resolução CONAMA Nº 429, de 28 de fevereiro de 2011 (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011) abrem a

possibilidade de se utilizar outras técnicas de restauração diferentes do plantio de mudas, como a condução da regeneração natural e a atração de animais dispersores de sementes. No entanto, um dos maiores gargalos da restauração via plantio é a obtenção de mudas pelo restaurador (Durigan *et al.*, 2010). A coleta de sementes com qualidade genética é muito difícil já que a disponibilidade de árvores matrizes de fácil acesso é bastante limitada, tornando a obtenção de sementes extremamente trabalhosa, principalmente aquelas de espécies raras.

3. A restauração das funções ecológicas na floresta plantada

O objetivo de uma restauração florestal é o de formar uma floresta semelhante à original, embora não sejam replantadas todas as espécies. Esta tarefa é extremamente difícil em virtude da alta diversidade das florestas tropicais e do pequeno conhecimento acerca de seu funcionamento. Como já comentado anteriormente, a função da floresta plantada é dar o suporte inicial no sentido de acelerar o processo de sucessão (Society for Ecological Restoration, 2004).

Durante o desenvolvimento de um ecossistema florestal em processo de restauração, o crescimento das árvores plantadas modifica os fatores ambientais abióticos, diminuindo a luminosidade e a temperatura na superfície do solo, aumentando a umidade relativa e o aporte de nutrientes via queda de serapilheira, entre outros. Estas modificações permitem a sobrevivência de organismos mais exigentes quanto aos fatores limitantes do ambiente físico. Além disso, sementes de muitas espécies podem chegar à floresta restaurada trazidas pelo vento. Ao transitar pelos fragmentos, a fauna coloniza a floresta plantada e traz consigo, presas aos pêlos ou no aparelho digestivo, sementes de outras espécies arbóreas que não foram plantadas, aumentando a diversidade local e modificando sua estrutura (Tabarelli e Peres, 2002). A fauna também reintroduz plantas pertencentes a outros hábitos que não o arbóreo, como o arbustivo, o herbáceo, o trepador, o parasítico e o epifítico. Estas plantas ocuparão diferentes estratos na floresta, aumentando sua complexidade estrutural e criando novos habitats que podem ser ocupados por outros organismos.

Por fim, a floresta restaurada precisará funcionar sem a interferência humana e, para tanto, é necessário restabelecer os processos ecológicos, sem os quais o ecossistema não se sustenta. Muitas destes processos são resultados de interações entre organismos que não são reintroduzidos no plantio uma floresta, mas que colonizam a área posteriormente (Reis *et al.*, 1999).

Se o objetivo da restauração é formar florestas sustentáveis, então se faz necessário monitorar as florestas restauradas a fim de se avaliar as modificações na estrutura e no funcionamento destes ecossistemas ao longo do tempo (Herrick *et al.*, 2006). A comparação entre as florestas restauradas e as florestas naturais remanescentes oferece uma boa ferramenta para esta avaliação, pois estas últimas funcionam como referência (Ruiz-Jaen e Aide, 2005). Segundo estes mesmos autores, em toda avaliação do sucesso de uma restauração deveria ser monitorado algum processo ecológico além das mudanças estruturais da vegetação, que são as variáveis mais comumente utilizadas para este fim.

Um processo essencial para a perpetuação de um ecossistema e por isso interessante de ser monitorado é a ciclagem de nutrientes (Herrick *et al.* 2006). A queda e a decomposição da serapilheira são eventos chave na manutenção da ciclagem de nutrientes em uma floresta tropical, pois os solos destas regiões são geralmente bastante lixiviados e intemperizados, possuindo fertilidade baixa. Nas florestas, a matéria orgânica proveniente da queda da serapilheira representa a mais importante fonte e a principal via de devolução de nutrientes ao solo, os quais são utilizados pelos vegetais no aumento de sua biomassa influenciando a produtividade primária destes ecossistemas (Odum, 1988). Além disso, o padrão de deposição da serapilheira cria mosaicos de heterogeneidade espaço-temporal na floresta, o que influencia a estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal (Molofsky e Augspurger, 1992).

Em escala global, a decomposição da serapilheira é influenciada principalmente pelo clima; serapilheiras de florestas de climas secos e frios apresentam taxas de decomposição menores que de climas úmidos e quentes. Em escala regional, porém, as características edáficas, a qualidade da serapilheira e os organismos decompositores são os principais fatores no controle da velocidade da decomposição

(Lavelle *et al.*, 1993). Como qualidade da serapilheira entende-se suas características físicas, como a dureza, e químicas, como a concentração de substâncias nutritivas e teores de substâncias de defesa contra herbívoros provenientes do metabolismo vegetal.

Outra maneira de se avaliar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas é identificar espécies ou grupos de espécies indicadoras, que são organismos intimamente ligados a um determinado processo ou a uma determinada fase do desenvolvimento de um ecossistema. A presença ou ausência de determinados grupos de espécies vegetais, por exemplo, poderia ser utilizada como preditores da estrutura e do funcionamento da floresta restaurada assim como sugerido por Gandara e Kageyama (1998) para remanescentes florestais.

A riqueza e a biomassa da fauna edáfica constitui uma parte importante na regulação da taxa de decomposição da serapilheira por meio de suas interações tróficas (Hooper *et al.*, 2000). A ingestão preferencial de substratos da serapilheira de tamanhos e origens diferentes por diferentes espécies maximiza a utilização dos recursos (Cummins e Klug, 1979) o que faz da fauna de fragmentadores um dos fatores que influenciam a taxa de decomposição (Mesquita *et al.*, 1998, Torreta e Takeda, 1999).

Os dados sobre a ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais recompostos ainda são incipientes e, não obstante, fundamentais para subsidiar o planejamento e o manejo de futuras recomposições florestais que sejam viáveis em longo prazo (Society for Ecological Restoration, 2004). Além disso, assim como as teorias sobre o funcionamento dos ecossistemas guiam as tomadas de decisões quando se restaura uma floresta, a prática da restauração também gera resultados que podem ser utilizados na melhoria das teorias ecológicas (Palmer, 2006 *apud* Heneghan *et al.*, 2008).

Como sugerido pela Society for Ecological Restoration, para se avaliar e comparar restaurações, é necessário que estas estejam o mais próximas possível, sujeitas às mesmas condições abióticas como temperatura, pluviosidade, tipo de solo, etc. Também é desejável que estejam sob o mesmo tipo de impacto antrópico e que a diversidade e similaridade entre as comunidades arbóreas implantadas sejam

semelhantes. Deste modo, é extremamente difícil encontrar restaurações nas mesmas condições para serem comparadas.

Diante do exposto, o presente estudo se propôs a realizar um estudo de caso de recuperação de processos ecológicos em duas áreas de restauração de floresta estacional semidecidual de diferentes idades no campus da USP em Ribeirão Preto, usando um remanescente deste mesmo tipo florestal como referência para comparação. Para isso, foram demarcadas parcelas em uma área mais antiga de restauração, que possuía entre sete e oito anos de idade e em uma área de restauração mais nova, que possuía entre três e quatro anos. Os processos avaliados foram:

1. A produtividade primária líquida e o aporte de carbono e de nitrogênio (Capítulo 2).
2. As características químicas da serapilheira e sua taxa de decomposição (Capítulo 3).
3. As alterações temporais na composição das comunidades dos artrópodos edáficos e epígeos (Capítulo 4).

4. Modelo Pioneiro de Restauração com diversidade genética: A Floresta da USP

A Floresta da USP no *campus* de Ribeirão Preto (Fig. 1) foi criada visando o fornecimento de sementes com qualidade genética para futuras restaurações florestais e restaurar parte da mata estacional semidecidual devastada no município (Varanda *et al.*, 1998). Sua implantação envolveu a participação de pesquisadores, funcionários e estudantes de diversas unidades da Universidade de São Paulo, da Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto, da Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo/SMA-SP e de outros órgãos públicos. Além disso, foram firmadas parcerias com empresas e a organização não governamental Associação de Reposição Florestal do Pardo Grande Verde-Tambaú. Com uma área de 75 ha, a floresta representou um aumento de 20% da área verde urbana de Ribeirão Preto.

A Floresta da USP possui 62 espécies arbóreas nativas plantadas em fases, entre os anos de 1998 e 2004. O plantio foi feito com distância de três metros entre as linhas e dois metros entre as mudas, totalizando 1.666 árvores/ha. As espécies foram escolhidas com base em levantamentos florísticos feitos na região, considerando-se o grupo sucessional ao qual pertencem de acordo com o proposto por Budowski (1965) para florestas tropicais: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climácicas. As espécies de todas as categorias foram plantadas ao mesmo tempo e o desenho do plantio foi concebido de maneira que as secundárias tardias e as climácicas ficassem sempre circundadas pelas pioneiras ou pelas secundárias iniciais.

Figura 1. Localização da Floresta da USP, com a indicação das áreas denominadas Banco Genético e Recomposição. Fonte: Google Earth (fotos de 21/04/2010).

A primeira parte implantada da Floresta da USP, denominada Recomposição teve seu plantio realizado em 30 ha entre os anos de 1998 e 1999. Com o objetivo principal de restaurar parte da vegetação original do campus, foram plantadas 44 espécies arbóreas nativas entre pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climácicas, com mudas doadas pela Companhia Energética de São Paulo (CESP), Champion Papel e Celulose Ltda de Mogi Guaçu, Companhia Votorantim de Celulose e

Papel e viveiristas (Varanda, comunicação pessoal). Como as espécies pioneiras e iniciais circundam as espécies de desenvolvimento tardio, setenta por cento das árvores plantadas pertenciam a estes grupos sucessionais. No entanto, as espécies tardias e climáticas, que formarão o dossel e as árvores emergentes da floresta madura, tiveram riqueza maior, em torno de 62%.

No início do desenvolvimento deste trabalho, esta área tinha sete anos de plantio e já estava sendo colonizada por espécies de outros hábitos que não o arbóreo. Com a modificação do microclima devido ao sombreamento promovido pelas pioneiras já era possível observar espécies herbáceas e arbustivas de sub-bosque, como uma espécie de orquídea terrestre (*Oeceoclades maculata*) e três espécies do gênero *Piper*, entre outras. Além disso, muitas das árvores pioneiras e secundárias iniciais já estavam se reproduzindo, sendo possível observar regenerantes de espécies destas categorias como, por exemplo, *Cecropia pachystachya*, *Guazuma ulmifolia*, *Guarea guidonia* e *Schinus terebinthifolius* (Fig. 2).

Figura 2. Vista da área da Recomposição após 8 anos de plantio.

Nos 45 ha restantes desta floresta, entre os anos de 2000 e 2004, foi implantada uma segunda área denominada Banco Genético, onde foram plantadas 45

espécies nativas das bacias dos rios Pardo e Mogi Guaçu. Destas árvores, 70% fazem parte do grupo das pioneiras e secundárias iniciais e os 30% restantes são espécies secundárias tardias e climáticas. Mais de 60% destas espécies são as mesmas das introduzidas na área da Recomposição.

Como o próprio nome diz, o Banco Genético (Fig. 1) foi planejado para servir como fonte de sementes com alta qualidade genética para futuras restaurações florestais. Como já discutido acima, a vegetação da região é extremamente fragmentada, tornando muito difícil para os viveiristas o acesso a muitas matrizes diferentes para a produção de mudas geneticamente diversas. Por isso, as sementes utilizadas para a produção das mudas de cada uma das espécies utilizadas no Banco Genético foram coletadas de 75 matrizes diferentes localizadas em mais de 400 remanescentes de floresta estacional das referidas bacias hidrográficas (Varanda *et al.*, 1998).

No Banco Genético também foram utilizados três metros de distância entre as linhas de plantio e dois metros de distância entre as mudas, com o cuidado de se manter as espécies climáticas e tardias cercadas por pioneiras e iniciais. No entanto, no modelo deste plantio, as distâncias entre mudas da mesma espécie e entre mudas provenientes de uma mesma matriz foram maximizadas, com o intuito de diminuir a probabilidade de cruzamento entre árvores irmãs. Para que este modelo de plantio pudesse ser definido com tantas variáveis envolvidas, foi desenvolvido um programa de computador pelo Prof. Dr. Felipe Miguel Pait e seu orientando de doutorado Alexandre Brincalepe Campos da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo em parceria com o Prof. Dr. Alexandre Souto Martinez do Departamento de Física e Matemática da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto-USP.

Durante esta investigação, esta área tinha três anos e apresentava poucos regenerantes, os quais eram praticamente de uma única espécie, *Acacia polyphylla*. Não se observou, como na área da Recomposição, colonização por arbustos de sub-bosque ou herbáceas umbrófilas. Ainda não havia a formação de dossel e a luz que chegava ao solo favorecia o desenvolvimento de gramíneas exóticas, sendo o estrato herbáceo dominado por braquiária (*Brachiaria decumbens*) e capim-colonião (*Panicum maximum*) (Fig. 3).

Figura 3. Vista da área do Banco Genético após 4 anos de plantio.

Ao final deste trabalho, em agosto de 2011, o Banco Genético sofreu um grande incêndio que atingiu praticamente dois terços de sua área. Este desastre causou uma perda inestimável do patrimônio genético ali plantado, sobretudo o representado pelas arbóreas secundárias e climácicas, que têm crescimento lento e apresentavam pequeno porte. Após o incêndio sobreviveram aproximadamente um terço das árvores plantadas, a maioria delas pioneiras ou secundárias iniciais. O fogo também causou danos à fauna local, matando ou deslocando as populações, além de ter liberado toneladas de carbono para a atmosfera e ter poluído os bairros vizinhos por muitos dias.

5. Floresta referência: a Estação Ecológica de Ribeirão Preto

Localizada entre a área de expansão urbana da cidade e monocultura extensiva de cana-de-açúcar, a Estação Ecológica de Ribeirão Preto (21°13' a 21°15'S e 47°53' a 47°56'W) é conhecida pelos habitantes locais como Mata de Santa Tereza, e é o segundo maior fragmento de floresta estacional semidecidual do município, com cerca de 154ha (Fig. 4). É o remanescente com vegetação arbórea mais rica do município, possuindo 134 espécies (Kotchetskoff-Henriques, 2003).

Figura 4. A- Localização da Estação Ecológica de Ribeirão Preto e da Floresta da USP. Fonte: Google Earth (fotos de 21/04/2010). B- Vista da borda da Estação Ecológica de Ribeirão Preto.

Pelo seu tamanho e pela sua localização entre a zona urbana e monocultura de cana de açúcar, este fragmento sofre forte impacto do entorno e está em estágio secundário de desenvolvimento, apresentando alterações na estratificação da vegetação, com aberturas no dossel em muitos pontos (Souza, 2005; Camargo, 2008) e com bordas e clareiras infestadas por lianas (Bonatti, 2007). Apesar disso, é o maior e mais bem conservado fragmento de floresta estacional semidecidual próximo ao *campus*, distando deste cerca de 7 km em linha reta. Sua escolha como referência seguiu a orientação da *Society for Ecological Restoration* (2004), que recomenda que a área restaurada e a área referência em estudo sejam o mais próximo possível e estejam sujeitas a fatores abióticos semelhantes.

CAPÍTULO 2 - A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA LÍQUIDA E OS SOLOS DO REMANESCENTE FLORESTAL E DA FLORESTA RESTAURADA

1. Introdução

A serapilheira é composta pelo material vegetal que cai sobre o solo e que forma uma camada de material orgânico disponível à ação dos organismos da cadeia decompositora. Em torno de 70% da serapilheira das florestas estacionais é composta por folhas, e o restante por ramos e outras estruturas vegetais, como cascas, flores e frutos (König *et al.*, 2002; Pimenta *et al.*, 2011; Pinto *et al.*, 2009).

Um solo nu está predisposto à lixiviação, com consequente perda de nutrientes ou mesmo erosão. A serapilheira forma uma camada protetora no solo e a barreira física imposta por este material diminui a luminosidade e a temperatura sobre o solo, o que diminui a perda de água por evaporação e mantém a umidade por mais tempo do que se o solo estivesse exposto. A serapilheira também protege o solo por amortecer o impacto das gotas de chuva e, desta maneira, previne a compactação. Também diminui a velocidade da água que corre sobre o solo durante a chuva, amenizando a perda de nutrientes (Poggiani, 1989).

O padrão anual de deposição da serapilheira no solo dos ecossistemas florestais é influenciado principalmente pelo clima. Florestas de clima temperado apresentam uma grande variação anual na deposição deste material, com uma produção menor na primavera e verão, produção muito alta no outono e interrupção da produção no inverno. Nas florestas equatoriais e tropicais úmidas a produção é constante durante todo o ano e a variação anual é pequena. As florestas estacionais semidecíduais, no entanto, apresentam um padrão intermediário, com produção de serapilheira durante todo o ano, mas bem mais pronunciada durante a estação seca, pois nesta estação muitas das suas espécies arbóreas perdem todas as suas folhas.

A queda da serapilheira representa um evento de extrema importância ao funcionamento de um ecossistema florestal. Os solos das florestas tropicais são, geralmente, bastante lixiviados e intemperizados, possuindo fertilidade baixa. Nestes ecossistemas, a maior parte matéria orgânica, ao invés de estar acumulada no solo como nos climas temperados, está imobilizada na biomassa vegetal. A matéria

orgânica proveniente da serapilheira, então, representa a mais importante fonte e a principal via de devolução de nutrientes ao solo (Begon, 2006).

Em um ano, uma floresta estacional semidecidual pode depositar no solo mais de 140 Kg.ha⁻¹ de nitrogênio, 5 Kg.ha⁻¹ de potássio e 16 Kg.ha⁻¹ de fósforo (Araújo *et al.*, 2006). Todos estes elementos, após passarem da forma orgânica para a inorgânica, principalmente via organismos decompositores, estarão disponíveis para os próprios vegetais para o aumento de sua biomassa que, conseqüentemente, aumentam a produtividade primária destes ecossistemas (Odum, 1988). De acordo com Vitousek (1982), a taxa de liberação de nitrogênio proveniente da serapilheira ao solo é altamente correlacionada com a relação carbono/nitrogênio e esta razão é considerada por Joffre *et al.* (2001) como um bom indicador da qualidade da matéria orgânica sobre o solo.

Em uma restauração florestal, a formação da camada de serapilheira no solo representa um passo importante na sucessão deste ecossistema (Herrick *et al.*, 2006). Em uma floresta plantada, portanto, é interessante que sua produção aumente rapidamente para que o solo seja coberto para a sua proteção contra agentes físicos e para o aumento de sua fertilidade (Heneghan *et al.*, 2008).

Por isso, este trabalho acompanhou durante dois anos a variação mensal da queda de serapilheira, além de estimar a deposição de carbono e nitrogênio no solo por este material. O objetivo foi entender a dinâmica da produção de serapilheira e do aporte de carbono e nitrogênio e suas possíveis influências nas características químicas do solo durante o desenvolvimento da vegetação nas florestas restauradas de diferentes idades, tendo o fragmento florestal como referência.

2. Material e Métodos

O experimento foi conduzido nas duas áreas restauradas de diferentes idades na Floresta da USP e na Estação Ecológica de Ribeirão Preto. No início dos experimentos, o Banco Genético tinha entre três e quatro anos e a Recomposição entre sete e oito anos de idade (vide descrição das áreas no Capítulo 1).

Foram determinadas dez parcelas aleatoriamente nos três sítios estudados. Para isso, os mapas georreferenciados dos três locais foram quadriculados, com cada quadrado equivalente a 50m de lado, e numerados. Através do programa Excel criou-se 10 números aleatórios e as amostragens foram feitas no dentro dos quadrados correspondentes a estes números, demarcados em campo com o auxílio de aparelho de GPS (Fig. 1).

Figura 1. Localização e numeração das parcelas nas duas áreas de diferentes idades na Floresta da USP (A) e na Estação Ecológica de Ribeirão Preto (B).

Para quantificar a queda da serapilheira, foram distribuídos em cada uma destas parcelas, um coletor quadrado de $0,25\text{m}^2$ de área (Araújo *et al.* 2005), construído com vergalhão de ferro. O saco para recolher a serapilheira foi feito de tela de nylon com malha de 2 mm e 50 cm de profundidade. Os coletores foram fixados de

maneira que o fundo da tela ficasse pelo menos a 20 cm acima do solo e os pés foram besuntados com graxa para evitar danos por formigas cortadeiras (Fig. 2).

A serapilheira foi coletada mensalmente entre dezembro de 2005 e novembro de 2007. Após a coleta o material foi seco em estufa a 60°C até peso constante e o resultado foi posteriormente utilizado para a estimativa da produtividade primária líquida.

Figura 2. Coletor de serapilheira em parcela da Estação Ecológica de Ribeirão Preto.

Para a avaliação dos aportes de nitrogênio e carbono ao solo foram realizadas dosagens dos teores destes elementos nas serapilheiras das três áreas estudadas. Foi utilizado o método de Yeomans e Bremner (1988) para dosagem de carbono e o de Allen *et al.* (1974) para dosagem de nitrogênio. Estes métodos estão descritos com detalhes no Capítulo 3.

Das dez parcelas demarcadas em cada área estudada, em cinco delas (as numeradas de 1 a 5) foram coletadas três amostras de solo de zero a dez centímetros de profundidade nas duas estações do ano. Este material foi enviado ao Laboratório de Análises de Solo e Planta da Faculdade de Ciências Agrárias e Medicina Veterinária da

Universidade Estadual de São Paulo, campus de Jaboticabal, para análises químicas e granulométricas.

As análises exploratórias dos dados foi realizada com a com o auxílio do pacote Lattice do programa R versão 3.0.0 (R Development Core Team, 2013) e os testes de hipótese foram feitos com o pacote Stats. A fim de se verificar quais áreas florestadas são mais semelhantes entre si e quais das variáveis observadas foram mais importantes na distinção entre as diferentes áreas florestais foi desenvolvida uma Análise de Componentes Principais dos resultados obtidos (Legendre e Legendre, 1998) utilizando-se os pacotes Labdsv e Vegan do mesmo programa.

3. Resultados e Discussão

3.1. Produção de serapilheira das duas áreas de floresta restaurada e do fragmento florestal

A variação na queda da serapilheira nas três áreas estudadas seguiu o padrão conhecido para florestas estacionais, com alta produção na estação seca, com máxima no mês de agosto e uma produção bem menor na estação chuvosa, com um pico no mês de fevereiro (Fig. 3). Na estação de menor precipitação foi produzido quase o dobro de serapilheira que na estação mais úmida (Tab. 1).

Figura 3. Produção mensal de serapilheira (Kg.ha⁻¹), entre dezembro de 2005 e setembro 2007, no Banco Genético, na Recomposição e na Estação Ecológica.

A variação da queda de serapilheira no Banco Genético, porém, foi bem menor e com picos bem menos evidentes que na Recomposição e na Estação Ecológica (Fig. 3). No primeiro ano de amostragem esta restauração, mais jovem, produziu significativamente menos serapilheira que a área da Recomposição (teste de Tukey, $p=0,0064$) e da Estação Ecológica (teste de Tukey, $p=0,0255$), pois as árvores desta área ainda tinham um porte baixo e, consequentemente, baixa produtividade de folhas (Tab. 1). No segundo ano, as árvores do Banco Genético, continuaram produzindo

menos serapilheira que as da Recomposição (teste de Tukey, $p= 0,0033$) e que as da floresta referência (teste de Tukey, $p= 0,0127$).

Tabela 1. Produção de serapilheira (Kg.ha^{-1}) nas três áreas estudadas, durante as estações chuvosa e seca, no primeiro e no segundo ano de coleta.

	Chuva	Seca	1º ano	Chuva	Seca	2º ano
Banco Genético	1.424	2.332	3.756*	2.204	1.946	4.150*
Recomposição	3.633	5.677	9.310	4.962	4.056	9.018
Estação Ecológica	2.860	5.523	8.384	3.779	4.528	8.307

Os valores são médias de $N= 10$. Valor seguido de *, na mesma coluna, é significativamente diferente dos demais valores (teste de Tukey, $p<0,05$).

A produtividade de cerca de $8.500 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ na Estação Ecológica está próxima da produtividade verificada para este tipo de vegetação por outros autores. Pimenta *et al.* (2011) encontraram cerca de $8.200 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em uma floresta estacional do estado do Paraná, Pinto *et al.* (2009) coletaram $8.800 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em uma floresta na região de Viçosa-MG, enquanto König *et al.* (2002) citam $9.200 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para uma floresta desta mesma fisionomia em Santa Maria-RS. Esta produtividade foi menor, porém, que a produtividade de um fragmento de mata estacional em zona ripária, onde foi estimada mais de dez toneladas por ano (Vital *et al.*, 2004)

Embora com apenas oito anos de idade, as árvores da área da Recomposição já produziam tanta serapilheira quanto a vegetação da Estação Ecológica tanto no primeiro (teste de Tukey, $p=0,8471$) quanto no segundo ano de amostragem (teste de Tukey, $p= 0,8629$). A queda de aproximadamente $9.400\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ foi menor que aquela encontrada por Arato *et al.* (2003) (aproximadamente $10.000 \text{ kg.ha}^{-1}$) em um sistema agroflorestal de 9 a 10 anos, em Viçosa-MG, mas bem maior que a descrita para alguns fragmentos de floresta semidecidual, como os valores anuais encontrados por Werneck *et al.*, (2001) em um fragmento de Ouro Preto, MG (6.780 kg/ha^{-1}) e por Paula e Lemos (2001) em Belo Horizonte, MG (6.470kg/ha^{-1}).

Nesta fase de desenvolvimento desta restauração florestal, a maior parte das espécies secundárias tardias e climácicas ainda apresentam porte pequeno e a maior

parte da deposição de serapilheira é feita por espécies arbóreas pioneiras, de crescimento rápido. Um crescimento rápido se reflete numa alta produtividade de folhas e rápido acúmulo de serapilheira no solo, que disponibiliza uma grande quantidade de matéria orgânica para a cadeia de decomposição.

Não houve variação significativa na quantidade de serapilheira produzida de um ano para o outro na área do Banco Genético (teste t, $p=0,5253$), na da Recomposição (teste t, $p=0,8610$) e nem na Estação Ecológica (teste t, $p=0,9680$).

3.2. Alguns aspectos dos solos das duas áreas restauradas e da floresta referência

As três áreas estudadas são bastante próximas umas das outras (Capítulo 1) e possuem o mesmo tipo de solo, classificado como latossolo vermelho de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2006). Estes solos são bastante alterados e com acúmulo de óxidos de ferro e alumínio e se caracterizam por serem profundos, argilosos, porosos e ácidos (Mendonça, 2006). Por isso, observando a tabela 2, percebemos que suas granulometrias são bastante semelhantes, com valores muito próximos e altos de argila e limo e baixos valores de areias fina e grossa (teste de Tukey, $p>0,05$).

Tabela 2. Granulometria dos solos das três áreas estudadas a até 10cm de profundidade. Os valores são médias em gramas de partícula por quilograma de solo.

	Argila	Limo	Areia fina	Areia grossa
Banco Genético	512	374	82	32
Recomposição	523	356	90	31
Estação Ecológica	515	375	67	43

Os valores são média de N=10.

As características químicas dos solos destas áreas, no entanto, são distintas (Tab. 3). Os teores de matéria orgânica nos solos das duas áreas de floresta restaurada foram semelhantes (teste de Tukey, $p= 0,7289$) e, tanto a área florestada mais jovem (teste de Tukey, $p= 0,0000$) quanto a mais antiga (teste de Tukey, $p= 0,0000$), exibiram praticamente a metade dos teores exibidos pelo solo da floresta referência. A

capacidade de troca catiônica (CTC) apresentou esta mesma discrepância, pois nos solos tropicais grande parte da CTC é devida à presença matéria orgânica (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2007). Observou-se, também, que as concentrações de cálcio e magnésio são maiores no solo da Estação Ecológica que no solo das duas outras áreas. Os teores de fósforo e potássio não se mostraram muito diferentes entre os solos das três áreas (testes de Tukey, $p > 0,05$ nas comparações entre todos os locais).

Tabela 3. Teores de matéria orgânica (MO), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e capacidade de troca catiônica (CTC) nos solos das três áreas estudadas, na profundidade de 0 a 10cm.

	MO (g/dcm ³)	P (mg/dm ³)	K (mmol _c /dm ³)	Ca (mmol _c /dm ³)	Mg (mmol _c /dm ³)	CTC (mmol _c /dm ³)
Banco Genético	34,5 ¹	20,7 ¹	2,7 ¹	32,4 ¹	20,5 ¹	93,9 ¹
Recomposição	36,5 ¹	21,8 ¹	2,6 ¹	51,7 ¹	26,7 ^{1,2}	125,2 ¹
Estação Ecológica	61,9 ²	21,7 ¹	2,3 ¹	92,4 ²	37,6 ²	218,0 ²

Os valores são médias de N= 10. Valor seguido número diferente, na mesma coluna, é significativamente diferente dos demais valores (teste de Tukey, $p < 0,05$).

Estes resultados indicam que os solos das duas áreas de restauração florestal são mais pobres que o solo da floresta referência do ponto de vista do desenvolvimento das plantas. Além da menor concentração de nutrientes minerais, os solos das áreas de restauração têm baixa capacidade de trocar íons das partículas com o meio líquido (CTC) indicando, então, que as plantas que vivem nestas duas áreas florestadas têm uma disponibilidade menor de nutrientes que as plantas que vivem na floresta referência.

3.3. Aporte de nutrientes via serapilheira e seus efeitos nas características químicas dos solos.

Os aportes de carbono e nitrogênio ao solo do Banco Genético foram bem menores que na área da Recomposição (teste de Tukey, $p = 0,0110$ e $p = 0,0015$) e no da Estação Ecológica (teste de Tukey, $p = 0,0011$ e $p = 0,0009$) em virtude da menor produtividade primária líquida desta área florestada. As árvores da Recomposição, no

entanto, depositaram no solo mais de quatro toneladas de carbono e mais de cem quilogramas de nitrogênio por hectare em um ano. Estes valores corresponderam a mais que o dobro do depositado pelas árvores do Banco Genético e foram muito próximos aos mostrados pela Estação Ecológica (Tab. 4).

Assim como o observado na queda da serapilheira, a variação nos aportes de nitrogênio e carbono entre o primeiro e o segundo ano de amostragem nas três áreas florestais estudadas não foi significativa (testes de Tukey, $p > 0,05$; Tab. 4).

Tabela 4. Aporte de nitrogênio e carbono (Kg.ha^{-1}) ao solo, provenientes da serapilheira, nas três áreas estudadas, no primeiro e no segundo ano de amostragem.

	Nitrogênio		Carbono	
	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
Banco Genético	43,1*	43,3*	1.662*	1.805*
Recomposição	116,9	118,3	4.230	4.080
Estação Ecológica	125,7	121,6	4.224	4.258

Os valores são médias de $N = 10$. Valores seguidos por asterisco na mesma coluna são significativamente diferentes (teste de Tukey, $p < 0,05$).

A deposição da serapilheira, tanto na floresta referência quanto na área restaurada mais antiga foi responsável por um aporte de nitrogênio um pouco menor que o encontrado por Pinto *et al.* (2009). Estes autores investigaram dois fragmentos de floresta estacional semidecidual em diferentes estádios na sucessão e verificaram que o fragmento em estágio menos avançado produziu $137 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, enquanto o fragmento em estágio mais avançado produziu $180 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Durante a sucessão do ecossistema florestal há uma tendência de aumento na entrada de nitrogênio e no tempo de residência deste elemento no solo sob a forma de matéria orgânica na biomassa dos organismos (Amazonas *et al.* 2011). Embora não tenham sido levantados dados sobre a concentração de nitrogênio nos solos, é muito provável que os das áreas de restauração tenham teores menores de nitrogênio que a floresta referência, pois possuem muito menos matéria orgânica que é a fonte da quase totalidade deste elemento nos solos tropicais (IBGE, 2007).

Os resultados mostram, então, que a Recomposição é uma restauração florestal que já produzia tanta serapilheira e depositava tantos nutrientes no solo quanto o remanescente de florestal. Estes eventos são bastante importantes no desenvolvimento florestal e são bons indícios do sucesso, pelo menos inicial, de uma restauração (Ruiz-Jaén e Aide, 2005). A serapilheira é a mais importante via de devolução de nutrientes ao solo e, sob este aspecto, percebe-se que apenas oito anos após o plantio uma das áreas da Floresta da USP já disponibilizava tanto carbono e nitrogênio quanto um remanescente florestal.

Apesar do aumento rápido da produtividade primária líquida nas áreas restauradas, a biomassa vegetal disponibilizada ainda não foi capaz de alterar substancialmente as características químicas observadas nos solos destes locais. Após oito anos, os teores de íons e de matéria orgânica exibidos pelo solo da Recomposição, por exemplo, ainda eram baixos quando comparados com os da floresta referência. Os nutrientes depositados no solo desta restauração florestal estão imobilizados na serapilheira, pois esta área apresenta a maior produtividade primária líquida entre os locais estudados e, no entanto, possui concentrações de matéria orgânica e íons no solo mais próximas da área restaurada mais jovem que daquelas da floresta referência.

3.4. Fatores que fazem a diferença entre as três áreas florestais

No item anterior foram discutidas as possíveis relações entre o aporte de nutrientes e as características químicas dos solos nos três locais estudados. Foi observado que o remanescente e as duas áreas florestadas se mostraram diferentes quanto às características do solo e quanto à entrada de nutrientes na cadeia decompositora através da queda da serapilheira. A Análise de Componentes Principais mostrou que as parcelas localizadas na área restaurada mais jovem formaram um grupo mais distinto dos dois outros locais, enquanto as parcelas da restauração mais antiga ficaram mais próximas às da floresta referência (Fig. 4).

Figura 4. Ordenação das parcelas de amostragem nas áreas de restauração florestal e na floresta referência de acordo com a Análise de Componentes Principais (PCA). PC1= primeira componente principal. PC2= segunda componente principal. B1 a B5= parcelas amostradas no Banco Genético, R1 a R5= parcelas amostradas na Recomposição e E1 a E5= parcelas amostradas na Estação Ecológica. T= capacidade de troca catiônica, MO= matéria orgânica, prod= produtividade, ap.C= aporte de carbono, ap.N= aporte de nitrogênio.

As variáveis mais importantes na distinção das diferentes áreas foram a capacidade de troca catiônica (CTC) e os teores de cálcio, magnésio e matéria orgânica (Tab. 5). Estas variáveis foram bastante relacionadas com o eixo 1, que capturou a maior parte – quase 60% - da variância total dos dados (Tab. 6).

A produtividade e os aportes de carbono e nitrogênio também auxiliaram na distinção das parcelas das florestas, sendo mais relacionadas ao eixo 2 (Tab. 5), que representa mais de 20% da variância dos dados, apesar de também serem importantes para a formação do eixo 1 (Tab. 6).

Tabela 5. Autovetores das variáveis nas quatro primeiras componentes principais.

Variável	PC1	PC2	PC3	PC4
Produtividade primária líquida	0.335	0.427	0.212	0.049
Aporte de nitrogênio	0.352	0.409	0.161	0.026
Aporte de carbono	0.347	0.420	0.163	0.007
Matéria orgânica	0.367	-0.029	-0.367	0.312
Fósforo	0.165	-0.369	0.527	0.725
Potássio	0.169	-0.340	0.599	-0.568
Cálcio	0.367	-0.310	-0.252	-0.186
Magnésio	0.383	-0.303	-0.150	-0.0372
Capacidade de troca catiônica	0.413	-0.180	-0.213	-0.123

Os teores de K e P, também foram variáveis relacionadas ao segundo eixo que, no entanto, não separa muito bem as diferentes vegetações estudadas, pois observa-se que a projeção dos pontos de amostragem sobre este eixo resulta em uma sobreposição de pontos de diferentes locais (Fig. 3).

A restauração mais jovem ainda tem árvores de porte pequeno, com baixa produtividade primária e camada de serapilheira menos espessa, disponibilizando ao solo poucos nutrientes em forma de matéria orgânica. Como grande parte da CTC em solos tropicais é devida à presença de matéria orgânica, a CTC exibida pelo solo desta área de floresta plantada é bem menor que a encontrada na Estação Ecológica.

Tabela 6. Parâmetros das quatro primeiras componentes principais.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Desvio padrão	2.251	1.416	1.113	0.700
Proporção da variância	0.563	0.223	0.138	0.051
Proporção cumulativa da variância	0.563	0.786	0.924	0.975

A restauração mais antiga tem parcelas próximas à da restauração mais nova e outras junto às do fragmento florestal (Fig. 4). As árvores da área da Recomposição já produzem tanta serapilheira e disponibiliza tanta matéria orgânica ao solo quanto o fragmento florestal, mas os valores de CTC e os teores de cálcio e magnésio são intermediários entre o Banco Genético e a Estação Ecológica. Além disso, os teores de matéria orgânica no seu solo têm valores bem próximos do Banco Genético.

A matéria orgânica, os nutrientes e a CTC do solo são provenientes da atividade dos micro-organismos decompositores e dos invertebrados fragmentadores sobre a serapilheira. A presença e a composição desta fauna em um determinado local está ligada além de fatores bióticos como a disponibilidade de alimento, a fatores abióticos proporcionados pelo desenvolvimento das árvores, como luminosidade menor, umidade mais alta e temperatura mais amena na superfície do solo. As áreas de floresta restaurada talvez ainda não apresentem um ambiente adequado ao pleno desenvolvimento da comunidade de micro-organismos e fragmentadores, o que poderia retardar a incorporação da biomassa da serapilheira ao solo. Ou, então, já possui uma comunidade decompositora estabelecida, mas cujo tempo de colonização e atividade ainda não foi suficiente para incorporar ao solo a matéria orgânica produzida pela vegetação do local.

CAPÍTULO 3 - A DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

1. Introdução

Em escala global, a velocidade da decomposição da serapilheira é influenciada principalmente pelo clima; serapilheiras de florestas de climas secos e frios apresentam taxas de decomposição menores que de climas úmidos e quentes. Em escala regional, porém, as características edáficas, a qualidade da serapilheira e os organismos fragmentadores e decompositores são os principais fatores que controlam a velocidade da decomposição (Lavelle *et al.*, 1993).

Como qualidade da serapilheira entende-se suas características físicas, como dureza, e químicas, como a concentração de substâncias nutritivas e os teores de substâncias provenientes do metabolismo secundário. Muitas destas substâncias podem apresentar atividade tóxica, repelente ou dissuasora como estratégias de defesa da planta contra os herbívoros, além de que a baixa concentração de nutrientes nas folhas tem efeito limitante no desenvolvimento esta fauna (Harborne, 1993, Makkar *et al.*, 2007). Vários órgãos vegetais, sobretudo folhas, ao invés de passarem pela cadeia de herbivoria, entram na cadeia de decomposição através da formação da serapilheira carregando consigo substâncias nutritivas e de defesa que não foram reabsorvidas durante o processo de senescência. Este material será consumido pelos animais fragmentadores e a qualidade deste substrato também será importante na colonização e no desenvolvimento desta fauna (Moço, 2010).

As substâncias da parede celular, como a celulose, a hemicelulose e as ligninas representam uma grande parte da massa seca dos órgãos vegetais e conferem dureza à serapilheira. Os artrópodos fragmentadores não possuem enzimas para digerir-las, o que é feito por micro-organismos simbioses em seus aparelhos digestivos. Por isso, frações da serapilheira com altos teores de ligninas e fibras são menos preferidas por estes animais e, portanto, decompõem mais lentamente que as menos fibrosas (Xuluc-Tolosa *et al.* 2003; Sanger *et al.*, 1997).

Outro grupo de metabólitos secundários importante nas relações tróficas são os taninos, substâncias fenólicas amplamente distribuídas entre as espécies vegetais.

Estas substâncias têm a capacidade de se ligarem às proteínas e alguns polissacarídeos formando complexos que não são digeridos pelas enzimas dos organismos consumidores. Além disso, os taninos ligam-se às enzimas digestivas – que são proteínas – que perdem sua atividade (Feeny, 1976; Swain, 1979; Coley *et al.*, 1985). Os taninos, então, podem retardar a decomposição da serapilheira por inibir a atividade da fauna fragmentadora e dos micro-organismos decompositores (Zucker, 1983).

Os organismos fragmentadores aceleram a decomposição da serapilheira pela sua capacidade de ingerir o material vegetal e/ou enriquecê-lo com fezes e corpos mortos, promovendo a atividade microbiana. Isto torna a contribuição dos fragmentadores ao processo de decomposição muito maior que a simples ingestão de serapilheira para suprir o gasto metabólico destes animais (Huhta, 2007). O desenvolvimento desta fauna, porém, é fortemente limitado pela disponibilidade de nutrientes, sobretudo o nitrogênio (Li *et al.*, 2011) que é fundamental para a produção de enzimas e outras proteínas pelos animais.

Como o substrato vegetal é tipicamente pobre neste elemento, a comunidade fragmentadora pode ser beneficiada com uma serapilheira por teores mais altos de nitrogênio, o que aumentaria a velocidade de decomposição (Vitousek, 1982). Por isso, altos teores deste nutriente ou a baixa razão carbono/nitrogênio são indicadores de altas taxas de decomposição (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003), da qualidade da matéria orgânica (Joffre, *et al.*, 2001) e da taxa de liberação do nitrogênio ao solo (Vitousek, *op. cit.*).

Pelo processo da decomposição estes nutrientes tornam a camada superior de solo mais fértil, rica em matéria orgânica, sobre camadas mais profundas de solo ácido e lixiviado (Poggiani, 1989). Numa floresta restaurada, a melhoria nas condições físicas e químicas do solo proporcionada pela decomposição da serapilheira produzida pelas árvores plantadas é condição necessária para o desenvolvimento e colonização por espécies edáficas mais exigentes e, portanto, fundamental ao aumento da diversidade e à estabilidade do ecossistema restaurado (Poggiani, *op. cit.*).

O presente estudo visou verificar a velocidade da decomposição das serapilheiras, bem como a influência de seus atributos químicos neste processo em duas áreas de floresta estacional semidecidual restaurada e em um remanescente

florestal usado como referência (vide Cap. 1). O objetivo foi avaliar o restabelecimento do processo de decomposição da serapilheira durante o desenvolvimento deste ecossistema florestal após o plantio. Informações desta natureza ainda são incipientes e, não obstante, importantes para avaliar o sucesso de uma restauração florestal (Herrick *et al.*, 2006).

2. Material e Métodos

Para a determinação da velocidade de decomposição da serapilheira foram utilizadas bolsas de serapilheira (Harmon *et al.*, 1999, Bärchelor, 2005) de aço inoxidável com malha de 2mm. Em cada bolsa foram colocados 15 gramas de folhas coletadas diretamente das árvores de cada um dos locais de estudo através da agitação de seus ramos e da coleta de folhas em processo de abscisão ou da coleta de folhas recém caídas sobre o solo.

Em cada um dos três locais de estudo foram utilizadas as parcelas numeradas de um a cinco das dez parcelas descritas do item “Material e Métodos” do capítulo 2 (Fig.1; Cap. 2). No centro de cada parcela foi montado um bloco de bolsas de acordo com o esquema da figura 1. Cada bloco contém dois fios de náilon presos no centro por uma estaca, onde são fixadas as bolsas de decomposição. Em um fio são fixadas bolsas contendo folhas coletadas na área de estudo e no segundo fio são fixadas bolsas com folhas de *Eucalyptus urophylla* (S. T. Blake).

Fig. 1. Esquema da distribuição das bolsas de serapilheira em campo.

Foram utilizadas bolsas com folhas de *Eucalyptus urophylla*, além de bolsas com folhas dos próprios locais, porque esta espécie não pertence à flora local e serviu de padrão nas comparações entre as diferentes áreas de estudo. Este mesmo substrato deixado a decompor nas três áreas permitiu avaliar as taxas de decomposição nas três florestas sem a influência das diferenças nos teores de substâncias químicas das serapilheiras locais.

As bolsas foram acomodadas na serapilheira (Fig. 2) e, em cada uma das coletas, foi retirada uma bolsa de decomposição de cada categoria de folhas de cada um dos cinco blocos. Foram realizadas coletas mensais nos quatro primeiros meses. Após o quarto mês as bolsas de decomposição foram coletadas bimestralmente.

A fim de se verificar a influência sazonal no processo de decomposição, foram montados blocos de experimento como o descrito acima na estação chuvosa, quando as bolsas foram distribuídas no campo em setembro de 2005, e na seca, quando a distribuição das bolsas se deu em junho de 2006. Os dados de temperatura e precipitação durante os meses de experimento foram colhidos no sítio do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (www.ciiagro.sp.gov.br).

Figura 2. Bolsas de decomposição na serapilheira da Estação Ecológica de Ribeirão Preto após quatro meses de instalação no campo.

Os conteúdos das bolsas de decomposição recolhidas até a 5ª coleta (no 6º mês) foram colocados em uma bandeja plástica branca e limpos com a ajuda de pincéis de todo o material estranho, como terra e raízes que penetravam nas bolsas (Fig. 3). Da 6ª coleta em diante o conteúdo das bolsas teve que ser lavado, pois havia solo intimamente aderido às folhas, não sendo possível sua remoção a seco.

Após a limpeza, o material foi desidratado em estufa a 60 °C até peso constante para a determinação da massa seca e, então, foi pulverizado em moinho tipo Wiley para a realização dos ensaios químicos. Foram realizadas análises químicas para quantificação de carbono, nitrogênio, substâncias estruturais (ligninas, celulose e fibras) e taninos. Além do conteúdo das bolsas, também foram realizadas dosagens destas substâncias nas serapilheiras recém coletadas de cada um dos locais estudados para verificar seus teores iniciais. As dosagens de cada substância foram repetidas três vezes.

Figura 3. Serapilheira oriunda das bolsas de decomposição após três meses de permanência no campo, durante o processo de limpeza.

O teor de carbono orgânico foi verificado de acordo com a metodologia proposta por Yeomans e Bremner (1988), no qual o material sofre digestão a 170°C com ácido sulfúrico e solução de dicromato de potássio por meia hora. Depois de digerido, o material é titulado com solução de Mohr. Neste método são preparados

dois brancos e apenas um deles sofre digestão. O teor é determinado através da fórmula:

$$\% \text{ C.org} = (A \times \text{Normalidade da solução de Mohr} \times 0,003 \times 100) / \text{Peso seco da amostra (g)}$$

$$\text{Onde } A = [(\text{br dig} - \text{am}) \times (\text{br não dig} - \text{br dig}) / \text{br não dig}] + (\text{br dig} - \text{am})$$

br dig - am = volume da solução de Mohr gasto para titular o branco menos o volume da solução usado na titulação da amostra.

br não dig - br dig = diferença entre os volumes da solução de Mohr usados na titulação dos 2 brancos.

Para a determinação do teor de nitrogênio foi utilizado o sistema Kjeldahl (Allen *et al.*, 1974). O material foliar sofreu digestão com ácido sulfúrico e mistura catalisadora a 300°C por duas horas e meia. Após digerido, o material foi destilado com hidróxido de sódio e recolhido em erlenmeyer contendo ácido bórico 2% e gotas de solução indicadora. O destilado foi, então, titulado com solução diluída de ácido clorídrico. Calculou-se o teor de nitrogênio através da fórmula:

$$\% \text{Nitrogênio} = (V_a - V_b) \times F \times N \times 0,014 \times 100 / P$$

Onde: V_a = volume de ácido gasto na titulação da amostra

Onde: V_b = volume de ácido gasto na titulação do branco

F=fator do ácido

N = normalidade da solução ácida

0,014 = miliequivalente-grama do nitrogênio

P = peso da amostra em gramas

As metodologias utilizadas neste capítulo foram desenvolvidas em parceria com duas estudantes de iniciação científica. O experimento com as bolsas de decomposição foi conduzido pelos três investigadores, mas as dosagens de seus conteúdos foram divididas. As de carbono e nitrogênio foram realizadas pelo autor da tese e os teores de substâncias estruturais e de taninos foram determinados pelas duas estudantes. Os resultados gerados por elas foram utilizados nesta tese com o objetivo de enriquecer as discussões acerca dos efeitos das substâncias do metabolismo secundário na decomposição da serapilheira.

As quantificações das substâncias estruturais foram realizadas por Fabiana Palmeira Fragoso e os resultados foram utilizados no ano de 2007 em sua Monografia de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas da Faculdade de Filosofia, Ciências e

Letras de Ribeirão Preto sob co-orientação do autor desta tese. A autora utilizou o método das fibras em detergente neutro (Van Soest, 1963a) seguido da extração das fibras em detergente ácido (Van Soest, 1963b).

Os taninos foram dosados pelo método de precipitação de proteínas de Hagerman e Butler (1978). Os resultados destas dosagens também fizeram parte de uma Monografia de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, defendida por Mônica de Oliveira Leal em 2007, sob orientação do autor desta tese.

As análises químicas foram ensaiadas nos conteúdos das bolsas que ficaram até os seis primeiros meses dos experimentos de decomposição, em ambas as estações, porque após este período as serapilheiras das bolsas postas a decompor na Estação Ecológica já estavam bastante fragmentadas e intimamente ligadas às partículas de solo impossibilitando a limpeza e comprometendo as dosagens de substâncias químicas da massa remanescente.

Os dados de decomposição foram ajustados a um modelo matemático que estima uma constante (k) que descreve a perda de massa ao longo do tempo. Para tanto, aos resultados obtidos foi aplicado o modelo de decaimento exponencial simples inicialmente proposto por Jenny *et al.* (1949, *apud* Olson, 1963) e discutido em detalhes por Olson (*op. cit.*). Neste modelo, a proporção de massa perdida por unidade de tempo é constante e, embora não reflita o real processo de decomposição, facilita comparações e é freqüentemente utilizado por resumir de maneira simples todo o processo em um único parâmetro (Wieder e Lang, 1982).

Os resultados das análises químicas das serapilheiras e da velocidade de decomposição foram examinados através de análises exploratórias constantes no pacote 'Lattice' do programa R versão 3.0.0 (R Development Core Team, 2013).

A influência dos atributos químicos – nitrogênio, taninos e ligninas - na velocidade de decomposição foi verificada através de modelos lineares nos quais a massa remanescente era explicada pelas variáveis químicas da serapilheira. A escolha do modelo que explica melhor a variação da taxa de decomposição foi baseada no delta AIC (Critério de Informação de Akaike). Este critério cria penalizações crescentes

aos modelos conforme são aumentados os parâmetros necessários para explicar a variável resposta e permite o desenvolvimento de um ou mais modelos igualmente parcimoniosos (Bozdogan, 1987; Crawley, 2005). Como o universo amostral foi pequeno, utilizou-se a variação AICc (Critério de Informação de Akaike corrigido) que possui um termo para a correção de ruídos gerados por amostras pequenas (Hurvich e Tsai, 1989; Johnson e Omland, 2004).

A seleção do melhor modelo foi feita com a função 'lctab' do pacote 'bbmle' do programa R versão 3.0.0 (R Development Core Team, 2013). Nesta análise não foram incluídos os conteúdos de carbono, de fibras e nem de celulosas, pois nas análises exploratórias estas substâncias se mostraram altamente correlacionadas com as ligninas, o que justifica a exclusão prévia destas variáveis (Johnson e Omland, 2004; Manzoni *et al.*, 2012; Legendre e Legendre, 1998).

3. Resultados e Discussão

3.1. Variação sazonal na decomposição da serapilheira

As constantes de decomposição obtidas durante a estação chuvosa foram maiores no primeiro mês que nos meses subsequentes, com exceção à constante da serapilheira da Recomposição no mês de janeiro, pois no início deste processo ocorre uma rápida perda de material porque os componentes hidrossolúveis são lixiviados rapidamente (Tab. 1). Posteriormente, o decaimento da massa remanescente passa a ser mais lento, pois depende da colonização do substrato pelos organismos decompositores e da digestão de proporções cada vez maiores de frações da serapilheira mais resistentes à decomposição, como as substâncias originárias da parede celular (Melillo, 1989).

Tabela 1. Constantes diárias de decomposição (k) das serapilheiras durante seis meses de experimentos iniciados nas estações chuvosa e seca, nos três locais estudados.

Chuva	out	nov	dez	jan	mar
Banco Genético	0,0027	0,0026	0,0022	0,0023	0,0021
Recomposição	0,0051	0,0032	0,0037	0,0052	0,0027
Estação Ecológica	0,0084	0,0060	0,0052	0,0045	0,0034

Seca	jul	ago	set	out	dez
Banco Genético	0,0016	0,0015	0,0010	0,0015	0,0025
Recomposição	0,0012	0,0011	0,0009	0,0010	0,0015
Estação Ecológica	0,0017	0,0015	0,0014	0,0019	0,0028

Na estação seca não se observou este padrão, pois as substâncias solúveis foram menos lixiviadas, além da baixa umidade decorrente da baixa pluviosidade também limitar a atividade dos micro-organismos. A importância da pluviosidade (Hui *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2005) fica evidenciada pela decomposição mais rápida da serapilheira durante a época chuvosa em todos os meses observados. Além disso, de outubro a dezembro, houve um aumento considerável na constante de decomposição das folhas do experimento iniciado na estação seca (Tab. 1) que coincide com o início da estação chuvosa (Tab. 2).

Uma das características do clima da região de Ribeirão Preto é sua sazonalidade muito bem marcada e por isso as bolsas que foram distribuídas no campo em junho de 2006 passaram os primeiros quatro meses sob temperaturas mais baixas e regime de seca, com precipitação acumulada de apenas 58,6mm, sendo 42mm no mês de setembro. De outubro a dezembro, porém, a precipitação e temperaturas médias aumentaram bastante (Tab. 2).

Tabela 2. Dados de precipitação (em mm) e temperatura média (em °C) nos meses em que as bolsas de serapilheira permaneceram no campo.

Mês	Precipitação	Temperatura
set/05	103,5	22,8
out/05	59,6	26,0
nov/05	253,5	24,7
dez/05	150,3	24,1
jan/06	205,2	25,3
fev/06	274,1	25,1
mar/06	154,0	25,4
abr/06	14,2	23,1
mai/06	2,0	19,6
jun/06	9,8	19,9
jul/06	4,6	20,8
ago/06	0,0	22,7
set/06	44,2	22,8
out/06	230,6	24,0
nov/06	215,5	24,4
dez/06	289,1	25,1

Umidade e temperatura altas catalisam reações químicas e aumentam a lixiviação da serapilheira além de favorecer a atividade dos decompositores, o que pode explicar o aumento da velocidade de decomposição das serapilheiras nestes meses. Estes resultados são apoiados pelos obtidos por Castanho e Oliveira (2008) que, investigando a decomposição nos diferentes ecossistemas florestais do estado de São Paulo, verificaram que as florestas sujeitas à alta pluviosidade apresentavam taxas de decomposição mais altas que nas florestas de regiões onde a sazonalidade é mais evidente.

Sob uma mesma condição climática, entretanto, os atributos químicos passam a desempenhar um papel maior na decomposição do substrato (Bocock, 1964) e as diferenças locais nestes atributos podem produzir mosaicos de diferentes padrões de decomposição em regiões de um mesmo clima.

3.2. As velocidades de decomposição das serapilheiras na floresta referência e nas áreas florestadas são diferentes?

As constantes de decomposição encontradas na Estação Ecológica estão dentro da faixa descrita na literatura para florestas tropicais e próximas das encontradas em outros remanescentes de floresta estacional semidecidual (Tab. 3). Neste mesmo tipo de formação vegetal em Jundiaí-SP, Morellato (1992) encontrou um valor de constante de decomposição (k) de $1,6 \text{ ano}^{-1}$, enquanto Vital *et al.* (2004) encontraram um k um pouco mais alto - $1,71 \text{ ano}^{-1}$. Em um fragmento de mata estacional localizado em Anhembi-SP, Cesar (1993) verificou uma constante menor, de $1,06 \text{ ano}^{-1}$ e Arato *et al.*, (2003) estimaram em $1,17 \text{ ano}^{-1}$ num sistema agroflorestal em Viçosa, MG.

Tabela 3. Constantes de decomposição (k) das serapilheiras após 180 dias de exposição das bolsas ao campo nos três locais estudados, nas estações chuvosa e seca.

	Chuva	seca
Banco Genético	0,78	0,99
Recomposição	0,99	0,59
Estação Ecológica	1,23	1,12

Nas duas áreas de floresta plantada, no entanto, as velocidades de decomposição foram menores que o fragmento de floresta nativa investigado e o encontrado pelos autores citados acima nas duas estações do ano. Durante a estação chuvosa, a velocidade da decomposição da área plantada mais velha foi maior que a da mais jovem, enquanto na estação seca ocorreu o contrário (Fig. 4). A meia vida da serapilheira da Estação Ecológica foi de 205 dias, tempo um pouco menor que os 219 dias encontrados por Pagano (1989) e que os 238 dias verificado por Cesar (1993) em

fragmentos do mesmo tipo de vegetação. A serapilheira da Recomposição precisou 256 dias para perder metade da sua massa, tempo um pouco mais longo que os citados pelos autores acima para florestas nativas, enquanto a do Banco Genético, área plantada há menos tempo, necessitou 326 dias.

Os resultados mostram uma decomposição mais rápida no fragmento florestal que nas duas áreas florestadas e que, apesar da restauração mais antiga já produzir tanta biomassa e nutrientes quanto ao fragmento nativo, a liberação destes nutrientes é mais lenta. Por isso, uma maior proporção da biomassa fica retida na serapilheira e os teores de matéria orgânica do solo deste local ainda permanecem mais próximos ao da área plantada há menos tempo do que aos do fragmento florestal (vide Cap. 2).

Uma liberação rápida de nutrientes da serapilheira ao solo é importante ao desenvolvimento da floresta restaurada, pois as árvores plantadas dependem desta fonte para seu crescimento (Begon, 2006). No entanto, uma decomposição mais lenta no início do desenvolvimento da floresta é interessante do ponto de vista da conservação do solo, pois permite a formação de uma camada espessa de serapilheira que o protege (Heneghan *et al.*, 2008; Poggiani, 1989). Esta camada diminui a temperatura e a perda de umidade por evaporação, além de diminuir a lixiviação de nutrientes da camada superior do solo pela água da chuva e formar um ambiente propício para o desenvolvimento da fauna fragmentadora (Moço *et al.*, 2010).

Assim como na estação chuvosa, durante a estação seca a velocidade de decomposição da serapilheira do fragmento florestal foi mais alta que nas duas áreas restauradas. Porém, a constante de decomposição da serapilheira da Recomposição foi menor que a da área florestada mais jovem (Fig. 4).

Figura 4. Decaimento das serapilheiras dos três locais estudados durante as estações chuvosa e seca, em porcentagem de massa remanescente, com suas respectivas constantes diárias de decomposição (k). A curva equivale à perda de massa prevista pelo modelo exponencial.

Taxas de decomposição obtidas num mesmo espaço de tempo, em períodos diferentes do ano podem levar à interpretações completamente diferentes, pois o período de início do experimento de decomposição é um fator importante a ser considerado (Hui *et al.*, 2011). Coleman *et al.* (2005) recomendam que, para uma maior precisão na estimativa das constantes de decomposição, as bolsas de

decomposição sejam distribuídas no campo no início da primavera e as constantes sejam estimadas no período primavera-verão.

Nas florestas estacionais semidecíduais há um aporte muito maior de serapilheira ao solo durante a estação seca que vai justamente até o mês de setembro (vide Cap. 2). O experimento cujas bolsas de decomposição foram levadas ao campo neste mês, portanto, corresponde melhor ao que ocorre naturalmente na floresta estacional semidecidual, pois a serapilheira que cai durante a estação seca permanece este período sofrendo poucas alterações em sua massa, até que as chuvas incrementem a velocidade de decomposição, como já discutido no item 3.1 deste capítulo. Assim sendo, foi utilizado o experimento conduzido durante o período chuvoso para se verificar a possível influência dos atributos químicos da serapilheira na sua taxa de decomposição.

3.3. A influência dos atributos químicos na velocidade de decomposição da serapilheira.

Assim como foi observado nas taxas de decomposição, as alterações nas concentrações das substâncias analisadas - sobretudo das ligninas, dos taninos e do nitrogênio - durante o processo de decomposição da serapilheira foram mais evidentes na estação chuvosa que na estação seca (Fig. 5 e 6).

Os componentes estruturais foram as frações da serapilheira mais renitentes à decomposição e, dentre estes componentes, as fibras foram menos resistentes que a celulose e a lignina. As fibras mostraram uma queda na concentração após o primeiro mês de permanência das bolsas no campo e depois deste período seus teores caíram muito lentamente até o final do experimento (Fig. 5A e 5B). Dos grupos de substâncias que compõem as fibras, as pectinas são as mais sujeitas à decomposição e, provavelmente, a queda nos teores no primeiro mês se deve à perda destas substâncias.

Outros componentes das fibras, como as celulosas e as ligninas se mostraram mais resistentes aos agentes decompositores. As concentrações de celulosas não se

alteraram muito durante os seis meses em que as bolsas permaneceram no campo, mostrando que estes componentes, apesar de mais lábeis que as ligninas, também são bastante resistentes à decomposição (Fig. 5C e 5D).

Das substâncias estruturais, as ligninas mostraram ser a fração mais resistente. Os teores de lignina exibem crescimento ao longo do tempo (Costa *et al.*, 2005) porque as frações hidrossolúveis dos tecidos vegetais vão sendo perdidas mais rapidamente e os tecidos cujas células possuem paredes finas se decompõem primeiro (Berg, 2000). Muitos organismos fragmentadores apresentam preferência ou digerem mais eficientemente os tecidos menos lignificados como o floema e os parênquimas. O xilema e o esclerênquima, tecidos com células de paredes espessadas e muito lignificadas exigem mais do arsenal enzimático dos decompositores ou, então, da interação dos fragmentadores com micro-organismos. Estes tecidos, portanto, permanecem mais tempo na serapilheira (Fig. 5E e 5F).

Ao contrário das ligninas, os taninos mostraram um rápido decaimento no primeiro mês de experimento, principalmente durante a estação chuvosa, pois estas substâncias são lixiviadas (Bernhard –Reversat *et al.*, 2003) ou são atacadas por fenolases presentes nas folhas (Harborne, 1997). Os teores de taninos na serapilheira da Estação Ecológica permaneceram mais altos durante todo o experimento de decomposição (Fig. 6A e 6B). Embora não tenham sido realizados testes de identificação dos taninos, há a possibilidade da serapilheira do fragmento florestal ter uma maior proporção de taninos condensados e menor de taninos hidrolisáveis que as serapilheiras dos locais da floresta plantada. Os taninos hidrolisáveis são perdidos mais rapidamente por lixiviação que os condensados, que se ligam às substâncias das paredes celulares (Kraus *et al.*, 2003) e permanecem muito mais tempo na massa remanescente do material em decomposição.

Os teores de carbono praticamente não se alteraram durante a decomposição, com exceção da serapilheira do Banco Genético durante a estação chuvosa, que apresentou aumento nos seus teores (Fig. 6C e 6D).

As análises químicas do material coletado durante a estação chuvosa mostraram que o teor inicial de nitrogênio foi menor nas folhas do Banco Genético

(0,72%), seguido pela serapilheira da floresta referência (1,30%) e pela serapilheira da Recomposição Florestal (1,47%). Os teores de nitrogênio aumentaram durante a permanência das bolsas de serapilheira no campo, sobretudo na estação chuvosa e permaneceram mais altos na serapilheira da Estação Ecológica durante todo o experimento.

Após a queda da serapilheira no solo inicia-se sua colonização por micro-organismos – bactérias e fungos - que possuem teores de nitrogênio, maiores que os das folhas caídas recentemente (Selle, 2007; Kainulainen e Holopainen, 2002). A colonização pelos fungos e pelas bactérias permite o desenvolvimento da fauna de pequenos animais saprófitos os quais enriquecem ainda mais a serapilheira com suas fezes e corpos mortos que retroalimentam o sistema, estimulando o desenvolvimento destes micro-organismos (Fig. 6E e 6F).

Este evento parece ser mais evidente na Estação Ecológica, pois durante todo o experimento de decomposição a serapilheira deste fragmento florestal apresentou teores de nitrogênio mais altos que as serapilheiras das áreas plantadas. Entre as plantadas, parece existir uma maior atividade de organismos na floresta mais velha, que apresentou maiores conteúdos de nitrogênio durante a decomposição do substrato (Amazonas, 2011).

Figura 5. Teores de substâncias originárias da parede celular durante os seis meses de decomposição das serapilheiras nos três locais estudados, nas estações chuvosa e seca. Fibras (A e B), celulose (C e D) e ligninas (E e F).

Figura 6. Porcentagem de taninos remanescentes (A e B), teores de carbono (C e D) e nitrogênio (E e F), durante os seis meses de decomposição das serapielheiras nos três locais estudados, nas estações chuvosa e seca.

Observando os modelos lineares desenvolvidos com a decomposição das serapilheiras de cada local separadamente (Tab. 4), percebemos que os taninos foram as variáveis químicas mais importantes na determinação da massa remanescente das bolsas de serapilheira da Estação Ecológica ($r^2 = 0,79$; $p = 1,53^{-9}$). O decaimento dos taninos na serapilheira deste local foi mais lento que nas duas áreas da floresta plantada, como mostrado na figura 6A, o que pode tornar a ação destas substâncias sobre os organismos decompositores mais intensa na floresta referência. Entretanto, o modelo com taninos + nitrogênio também se mostrou plausível, indicando que os altos teores de nitrogênio na serapilheira também tem importância na velocidade da decomposição da serapilheira do fragmento florestal e que talvez compense parte dos efeitos negativos dos taninos.

A influência dos teores de nitrogênio foi mais evidente no Banco Genético, onde o modelo com este elemento mais os taninos foi o que explicou melhor a variação da massa remanescente ($r^2 = 0,57$; $p = 3,5^{-5}$). A serapilheira deste local foi a menos nutritiva, com teores menores de nitrogênio, o que pode tornar a atividade dos taninos ainda mais relevante. O baixo conteúdo de nitrogênio aliado à inativação de parte das proteínas do substrato pelos taninos pode limitar a atividade dos organismos decompositores e ajudar a explicar a menor velocidade de decomposição da serapilheira deste local quando comparada com as duas outras áreas florestais.

Tabela 4. Delta AICc dos modelos lineares, nos quais a massa remanescente de serapilheira variou em função dos atributos químicos após 180 dias de permanência das bolsas de decomposição nos três locais estudados. BG= Banco Genético, RC= Recomposição, EE= Estação Ecológica, T= os três locais juntos.

Modelos	dAICc			
	T	BG	RC	EE
Nulo	59,5	19,0	6,5	38,3
Nitrogênio	20,9	8,1	8,1	23,2
Ligninas	44,9	5,3	0,0	14,0
Taninos	31,5	9,6	1,8	0,0
Nitrogênio + ligninas	19,2	4,1	2,2	15,2
Nitrogênio + taninos	0,0	0,0	3,9	0,1
Taninos + ligninas	29,9	2,6	2,1	2,1
Nitrogênio + taninos + ligninas	2,2	0,0	4,3	2,3

Diferentemente do ocorrido nos dois outros locais, a massa remanescente das bolsas de serapilheira da Recomposição parece ter sido mais influenciada pelas ligninas ($r^2 = 0,27$; $p = 0,006$) que pelos outros atributos químicos (Tab. 4). A figura 5E mostra que os teores iniciais de ligninas na serapilheira da Recomposição foi mais alto que nas das duas outras áreas e permanece acima durante todo o experimento. Este grupo de substâncias é muito resistente à decomposição, pois para que seja metabolizado é preciso um mecanismo enzimático complexo que só micro-organismos especializados possuem. A fauna fragmentadora só é capaz de ingerir e aproveitar substratos ricos nesta substância quando possui interações com micro-organismos simbiotes, o que faz com que frações da serapilheira com menores teores de ligninas sejam preferidas pelos fragmentadores.

De maneira geral, sem considerar as áreas separadamente, as massas remanescente das bolsas de serapilheira dos três locais estudados foram mais influenciadas pelos conteúdos de nitrogênio juntamente com os de taninos ($r^2 = 0,52$; $p = 4,4 \cdot 10^{-14}$). O nitrogênio é fundamental para o desenvolvimento dos organismos e uma concentração mais alta deste elemento na serapilheira pode estar relacionada à maior preferência do substrato pelos decompositores, o que levaria a maiores taxas de decomposição (Warren e Zou, 2002; Celentano *et al.*, 2011; Moço *et al.*, 2010). Os teores dos taninos, como visto no item 3.2 deste capítulo, caem rapidamente com o passar do tempo, mas no início da decomposição parece que estes compostos fenólicos têm efeito importante na sua velocidade. Estas substâncias têm a capacidade de inativar as enzimas digestivas dos organismos decompositores ou de tornar as proteínas do substrato indisponíveis aos consumidores primários. Mesmo com uma queda grande nos teores durante o primeiro mês, o teor remanescente destas substâncias parece ser suficiente para inibir a atividade dos decompositores.

Então, é possível concluir que o nitrogênio tem uma ação antagônica com os taninos na determinação da velocidade de decomposição das serapilheiras. O nitrogênio seria o responsável por estimular o desenvolvimento dos organismos aumentando a velocidade de decomposição enquanto os taninos agiriam no sentido contrário, diminuindo a velocidade da decomposição por limitar a disponibilidade ou o aproveitamento do nitrogênio pelos decompositores e fragmentadores.

3.4. As condições ambientais locais e a velocidade da decomposição

No geral, o decaimento das substâncias químicas nas folhas de eucalipto seguiu o mesmo padrão do decaimento nas serapilheiras dos locais estudados. Os conteúdos de fibras em ácido detergente e taninos diminuíram durante o experimento enquanto os teores de celulose aumentaram no primeiro mês e permaneceram praticamente inalterados nos meses subsequentes. Os conteúdos de ligninas subiram durante o experimento, principalmente no primeiro mês da estação chuvosa, quando foi verificado um aumento mais abrupto que no mesmo período na estação seca. Os teores de carbono quase não se alteraram durante o experimento da estação seca e na estação chuvosa mostraram um pequeno aumento no primeiro mês e praticamente não se alteraram nos outros meses (exceto no Banco Genético). As concentrações de celulose aumentaram ligeiramente no primeiro mês e não foram muito diferentes nos meses posteriores, enquanto os conteúdos de nitrogênio e de ligninas subiram durante todo o experimento. A influência da pluviosidade na variação temporal destas substâncias (Fig. 7 e 8) e na velocidade de decomposição das folhas de eucalipto (Fig. 9) foi menos marcante que nas das serapilheiras locais.

As constantes diárias de decomposição das folhas de eucalipto que permaneceram nas áreas de restauração florestal não se alteraram muito entre as estações do ano, ficando entre 0,0026 e 0,0029. A decomposição deste material na floresta referência, no entanto apresentou uma constante diária maior na estação chuvosa que nas áreas da restauração além de que nesta floresta houve uma variação bem maior nas taxas de decomposição entre as estações seca e chuvosa (Fig. 9).

A constante de decomposição mais alta nas folhas de eucalipto expostas no fragmento florestal que nas áreas restauradas, durante a estação chuvosa, mostra que além da qualidade do substrato, as características ambientais locais, sejam elas abióticas ou bióticas, também são importantes na velocidade de decomposição da serapilheira (Louzada *et al.*, 1997; Milcu e Manning, 2011; Sariyildiz e Anderson, 2003). As bolsas com folhas de eucalipto ficaram todo o tempo de experimento em contato com as folhas do local e folhas de baixo teor nutricional se decompõem mais rapidamente quando misturadas a folhas mais nutritivas já que o ambiente de

decomposição proporcionado por diferentes espécies acaba por estimular sua decomposição (Laganière *et al.*, 2010).

Figura 7. Teores de fibras (A e B), celulose (C e D) e ligninas (E e F) durante a decomposição das folhas de eucalipto nos três locais estudados, nas estações chuvosa e seca.

Figura 8. Porcentagem de taninos remanescentes (A e B), teores de carbono (C e D) e nitrogênio (E e F), durante a decomposição das folhas de eucalipto nos três locais estudados, nas estações chuvosa e seca.

Figura 9. Decaimento das folhas de eucalipto nos três locais estudados durante as estações chuvosa e seca, em porcentagem de massa remanescente, com suas respectivas constantes diárias de decomposição (k).

Esta conclusão é apoiada pelo fato de que as folhas de eucalipto expostas no remanescente mostraram-se mais nutritivas que as expostas nas duas áreas da floresta plantada, já que durante todo o experimento a curva dos teores de nitrogênio da massa remanescente nas bolsas localizadas na Estação Ecológica ficou acima das curvas dos teores das folhas decompostas nas restaurações. Maiores conteúdos de nitrogênio, juntamente com uma velocidade de decomposição mais rápida, indicam uma maior atividade de organismos decompositores nesta área que nas áreas restauradas. Ou seja, as substâncias químicas do substrato são importantes na determinação da velocidade de decomposição, mas fatores ambientais locais como microclima ou diversidade vegetal também influenciam bastante este processo. Como destacado por Sariyildiz e Anderson (*op. cit.*), a qualidade da serapilheira define o potencial de decomposição, mas a velocidade com que este processo ocorre é significativamente influenciada pelo ambiente biótico local.

As folhas de eucalipto das bolsas que permaneceram no fragmento florestal e na área de restauração mais antiga (item 3.3.) exibiram constantes de decomposição menores que as folhas dos próprios locais, como foi também verificado por Louzada *et al.* (1997). Além de altos teores de taninos - mais de 4% - seus óleos essenciais podem afetar o crescimento de fungos decompositores, além de diminuir a taxa de reprodução de artrópodos fragmentadores como os colêmbolos (Martins *et al.*, 2003). Estes resultados também corroboram dados obtidos por Scherer-Lorenzen *et al.* (2007) e por Gartner e Cardon (2004) que constataram correlações positivas entre a diversidade de folhas da serapilheira e a sua taxa de decomposição. A alta heterogeneidade proporcionada pela mistura de folhas de diferentes espécies pode proporcionar uma diversidade de micro-habitats que podem ser ocupados por diferentes espécies de organismos decompositores (Perez *et al.* 2013b), além de que a mistura de folhas pode originar um substrato mais rico, porque as espécies que o compõe possuem diferentes concentrações dos diversos nutrientes, complementando-se nutricionalmente, o que permitiria o melhor desenvolvimento da fauna detritívora (Vos *et al.*, 2013).

A floresta referência tem uma diversidade maior de espécies vegetais que as duas áreas restauradas, o que torna sua serapilheira potencialmente mais rica em

micro-habitats e substratos alimentares para a fauna de fragmentadores e decompositores. Além disso, as condições abióticas criadas pela estrutura mais complexa da vegetação são provavelmente menos limitantes para o desenvolvimento destes organismos, o que explicaria a decomposição mais rápida da serapilheira neste local.

CAPÍTULO 4 - A FAUNA DE ARTRÓPODOS EPÍGEOS E EDÁFICOS

1. Introdução

A decomposição da serapilheira é um dos fatores essenciais na manutenção dos ecossistemas terrestres, pois disponibiliza matéria na forma de compostos inorgânicos aos organismos produtores que a transferirá na forma orgânica aos heterótrofos por meio da cadeia de herbivoria. Apesar de ser desempenhada, em última análise, somente por micro-organismos, notadamente fungos e bactérias, os animais fragmentadores têm uma função bastante importante neste processo (Lavelle *et al.*, 1993).

Os organismos fragmentadores, que se alimentam de matéria vegetal, aceleram a decomposição da serapilheira de várias maneiras. Por tornarem os fragmentos de menor tamanho, aumentam a área disponível deste substrato, facilitando e acelerando a colonização pelos micro-organismos decompositores. Além disso, suas fezes e corpos mortos enriquecem o substrato, tornando-o mais nutritivo para os micro-organismos (Huhta, 2007; Moço, 2010). Muitos animais considerados fragmentadores não se alimentam diretamente do material vegetal em decomposição, mas dos fungos decompositores. Apesar desta atividade aparentemente “jogar contra” a decomposição, funciona, na verdade, como disseminadora destes organismos, agindo como facilitadora da ciclagem dos nutrientes (Lavelle, 1996; Coleman *et al.*, 2005).

Um dos principais fatores que influenciam a escolha pelos fragmentadores é a composição química da serapilheira, que determina a qualidade do substrato (Celentano *et al.*, 2011). Os teores de nutrientes (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003), de componentes estruturais da parede celular (Sanger *et al.*, 1997; Xuluc-Tolosa *op. cit.*), ou de substâncias derivadas do metabolismo secundário, que conferem resistência da planta aos herbívoros (Swain, 1979; Makkar *et al.*, 2007), influenciam na escolha pelo fragmentador quando o material vegetal é disponibilizado à cadeia decompositora. Frações da serapilheira com maiores teores de nitrogênio, elemento de difícil acesso e fundamental para a sobrevivência dos animais são preferidos pelos artrópodos fragmentadores (Kainulainen e Holopainen, 2002). Ao contrário, frações com altos

teores de substâncias estruturais, cuja digestão depende da associação com micro-organismos intestinais, ou componentes ricos em substâncias fenólicas como os taninos são preteridos pelos fragmentadores, o que pode retardar a decomposição da serapilheira (Zucker, 1983).

Nas florestas tropicais os efeitos da ação dos microartrópodos na decomposição da serapilheira é muito mais pronunciada que nas florestas temperadas e os colêmbolos, os ácaros oribatídeos (Heneghan *et al.*, 1999) e as formigas (Mcglynn e Poirson, 2012), por exemplo, desempenham um papel fundamental na decomposição da serapilheira nestes ecossistemas. Estas florestas são conhecidas por sua grande diversidade biológica qualquer que seja o grupo de espécies considerado e a comunidade de artrópodos fragmentadores não foge à regra. A maior parte das espécies de artrópodos é edáfica, o que faz dos solos das florestas tropicais ecossistemas mais diversos que quaisquer outros (Giller, 1996). A ampla heterogeneidade de habitats proporcionada pela grande diversidade de espécies vegetais e pela alta complexidade da estrutura da vegetação destas florestas oferece uma grande variedade de nichos disponíveis aos organismos que vivem no solo (Giller, *op. cit.*; Hooper *et al.*, 2000). A alta diversidade da fauna edáfica nestas florestas tem um efeito positivo na decomposição (Heneghan *et al.*, 1999) pois estes organismos aproveitam de maneiras distintas os diversos recursos disponibilizados pela vegetação na forma de serapilheira e muitos são especializados em se alimentar de determinadas frações do substrato, aumentando a velocidade da decomposição (Wardle *et al.*, 2006)

Durante a sucessão vegetal secundária num ecossistema florestal, há também uma sucessão na comunidade de artrópodos fragmentadores e, no início deste processo, os fatores abióticos são importantes limitadores ao desenvolvimento desta comunidade, pois em um ambiente aberto, sem a proteção da copa das árvores, os raios solares atingem com toda sua energia a superfície do solo aumentando sua temperatura e diminuindo sua umidade. Além disso, no início da sucessão há uma riqueza menor de espécies vegetais e a produtividade primária líquida do sistema, responsável pela produção da serapilheira disponibilizada à cadeia decompositora, é baixa. Estes fatores limitam a colonização e o desenvolvimento de muitas espécies de artrópodos fragmentadores mais exigentes quanto aos atributos físicos e biológicos do

ambiente, sobretudo as espécies endêmicas (Nakamura *et al.*, 2003). À medida que a riqueza e a produtividade das plantas aumentam e a estrutura da vegetação se torna mais complexa, há uma melhoria nas condições microclimáticas e um aumento os nichos disponíveis à colonização dos artrópodos fragmentadores. Assim, muitas espécies mais sensíveis passam a ser capazes de sobreviver no ambiente, o que aumenta a diversidade desta comunidade (Hodkinson e Jackson, 2005). Por isso, muitas espécies de artrópodos edáficos são utilizadas como indicadoras da qualidade ambiental de acordo com as requisições necessárias à sua sobrevivência (Gerlach *et al.*, 2013). Muitas delas são capazes de viver e são altamente competitivas em ambientes perturbados, enquanto outras só ocorrem em locais onde o impacto antrópico é pequeno e as características originais da vegetação são mantidas.

Em restaurações florestais, os isópodos e diplópodos, por exemplo, desempenham um importante papel na melhoria das características físico-químicas do solo e no aumento das taxas de decomposição da serapilheira. Por isso, sua ocorrência em uma floresta restaurada indica a presença de condições favoráveis ao desenvolvimento desta floresta no que diz respeito à eficiência na ciclagem de nutrientes (Snyder e Hendrix, 2008; Nakamura *et al.*, 2003). Não somente os detritívoros são capazes de responder às alterações do meio florestal. Artrópodos predadores, por exemplo, como muitas espécies de aranhas são encontrados em florestas preservadas e são ausentes nas florestas que sofrem manejo para a produção madeireira (Willet, 2001).

Assim, são necessárias e úteis as investigações que avaliam a qualidade das revegetações através do monitoramento da composição da fauna edáfica, pois os resultados poderão indicar caminhos para a tomada de decisões em relação à conservação e restauração das florestas (Lavelle, 1996; Stork *et al.*, 1996). Pik *et al.*, (1999) apoiam o uso de morfoespécies em estudos de biodiversidade em ambientes terrestres modificados pois a identificação até espécie não é necessária para alguns estudos ecológicos, o que seria custoso e demorado. De acordo com estes autores, o número de gêneros revelam padrões similares aos observados para espécies e morfoespécies, pois há uma correlação forte entre riqueza de gênero e de espécies. Eles defendem que, para estudos de comunidades e de monitoramento ambiental, a

composição da comunidade é mais importante para discriminar diferentes áreas que dados binários de presença-ausência e a abundância de grupos funcionais é mais útil que a identificação no nível de gênero.

O presente trabalho teve por objetivo, portanto, analisar a composição da fauna de artrópodos do solo e da serapilheira nas duas áreas de floresta restaurada e verificar as possíveis mudanças nesta composição com o passar do tempo, utilizando um remanescente florestal como referência.

2. Material e métodos

Nas três florestas estudadas (Cap. 1), foram coletados artrópodos da serapilheira e do solo de dois em dois meses entre junho de 2007 e abril e 2008 e entre outubro de 2010 e agosto de 2011, totalizando seis coletas em cada um dos dois períodos. Em agosto de 2011, entretanto, o Banco Genético sofreu um incêndio de grandes proporções que afetou 30 de seus 45 hectares, incluindo todas as parcelas demarcadas para o estudo. Isto impossibilitou a última coleta de fauna nesta área e, por isso, as amostragens deste mês não foram utilizadas nas análises dos resultados.

A fauna de solo foi obtida com o auxílio de um extrator de mudas, retirando-se três amostras de zero a 10cm de profundidade dentro de cada uma das parcelas onde estavam localizados os cinco blocos com o experimento de decomposição (parcelas 1 a 5, Fig.1, Cap. 2). As três amostras de cada bloco foram reunidas em saco plástico, totalizando cerca de 1.400 cm³ de solo.

Para a obtenção dos artrópodos da serapilheira foram coletadas amostras deste material nas mesmas parcelas com o auxílio de um gabarito de metal de 25 x 25cm para delimitar a área a ser coletada. No laboratório as faunas tanto do solo quando da serapilheira foram extraídas por meio de funil de Berlese-Tullgren modificado durante sete dias e armazenadas em etanol 70% (Moreira *et al.*, 2008).

A triagem e as fotografias dos animais foram feitas com o auxílio de um estereomicroscópio Leica MZ16, acoplado a uma câmera fotográfica da mesma marca modelo DFC320. A identificação dos grupos de artrópodos coletados foi feita com o auxílio de livros textos e chaves de determinação (Triplehorn e Johnson, 2007; Borror e White, 1970; Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, 1991; Gillott, 2005; Grimaldi e Engel, 1995; Costa *et al.*, 2006). Os artrópodos foram separados por morfoespécies e, posteriormente, a maioria deles foi agrupada no nível taxonômico de ordem. A ordem Hymenoptera, no entanto, foi dividida em Formicidae e parasitoides e os Chilopoda e Diplopoda permaneceram agrupados em classe.

Todas as análises dos resultados obtidos foram realizadas com a utilização do programa R (R Development Core Team, 2013). As diversidades das três áreas foram avaliadas com o auxílio do diagrama de Whittaker (Whittaker, 1965) incluído no pacote

Vegan deste programa. Para obter-se o diagrama, os números de indivíduos capturados são plotados num plano cartesiano contra o ranking das respectivas espécies ordenadas de acordo com a abundância crescente dos indivíduos. Este diagrama permite a avaliação da diversidade e equabilidade da comunidade de artrópodos com menor perda de informação que os índices de diversidade comumente utilizados (Melo, 2008). Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) para decidir o modelo de abundância que melhor se ajustou aos dados obtidos.

As similaridades entre as faunas edáficas e epígeas das três florestas estudadas foram verificadas através de dendrogramas construídos por Análise de Agrupamento Hierárquico. Utilizou-se a distância de Bray-Curtis como métrica de similaridade e o método de Ward, baseado nos quadrados mínimos, para o agrupamento (Provete *et al.*, 2011). Esta abordagem foi possível com o uso do pacote Cluster.

Com o intuito de evidenciar as associações entre os grupos de artrópodos coletados e as três florestas estudadas, foram construídos diagramas a partir de Análise de Correspondência (Nenadic e Greenacre, 2007) utilizando-se o pacote MASS.

As possíveis influências dos teores de substâncias químicas da serapilheira e dos atributos químicos do solo sobre a composição de artrópodos epígeos e edáficos foram verificadas através de testes de permutações Mantel. Estes testes foram desenvolvidos com matrizes de similaridade entre as variáveis químicas da serapilheira ou do solo e os grupos de artrópodos fragmentadores, utilizando-se a correlação de Spearman e 20.000 permutações. Para visualizar os resultados foi construído um diagrama de ordenação através de uma Análise de Correspondência Canônica. Ambas as abordagens foram possíveis com o uso do pacote Vegan do programa R (R Development Core Team, 2013).

Nestas análises foram considerados os teores de taninos, ligninas e nitrogênio, variáveis químicas da serapilheira que se mostraram importantes na determinação da taxa de decomposição de acordo com o Critério de Informação de Akaike (Capítulo 3). As variáveis químicas do solo utilizadas no teste de Mantel foram os teores de matéria orgânica, cálcio e magnésio e a capacidade de troca catiônica, atributos que apresentaram diferenças significativas entre as áreas estudadas (Capítulo 2).

3. Resultados e Discussão

3.1. Abundância e diversidade de artrópodos da serapilheira e do solo nas duas áreas florestadas e no fragmento florestal

Foram coletados 17.935 espécimes de artrópodos pertencentes a 588 morfoespécies nos solos e nas serapilheiras dos três locais estudados durante os dois períodos de amostragens. A serapilheira, apresentou maiores riqueza e abundância de artrópodos que o solo nas três áreas pois, além de fonte de alimento da cadeia decompositora, forma um ambiente bastante heterogêneo que permite o abrigo e a sobrevivência de uma gama variada de artrópodos (Tab. 1). Muitas morfoespécies foram coletadas tanto no solo quanto na serapilheira, já que estes animais transitam verticalmente entre a serapilheira e a camada superior do solo ou vivem preferencialmente no limite destas camadas, onde a serapilheira é bastante fragmentada.

Tabela 1. Riqueza e abundância de artrópodos coletados na serapilheira e no solo das duas áreas da floresta plantada (Banco Genético e Recomposição) e da floresta referência (Estação Ecológica) nos dois períodos de amostragem.

	Serapilheira		Solo		Total	
	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância
Banco Genético	240	3746	102	786	271	4532
Recomposição	271	3899	192	1676	356	5575
Estação Ecológica	370	6626	152	1202	417	7828

A abundância de espécies de artrópodos no solo e na serapilheira dos três locais apresentou um padrão comum a muitas comunidades dos ecossistemas tropicais e o modelo de abundância de espécies que melhor descreveu estas comunidades foi o de Mandelbrot, apresentando os menores valores de Critério de Informação de Akaike que os outros modelos em todas áreas florestais (Tab. 2).

A inclinação e as caudas longas das distribuições mostradas pelos diagramas de Whittaker indicam que nestas comunidades há poucas espécies muito abundantes, enquanto a maioria delas é pouco comum ou rara. A mata da Estação Ecológica foi o

local com maior abundância e riqueza de espécies de artrópodos, seguido pela área da Recomposição e, por último, pelo Banco Genético. Além disso, a curva de abundância das espécies amostradas neste local é mais inclinada que a da Recomposição e da Estação Ecológica. Este resultado mostra que na restauração mais jovem há uma equidade ainda menor que nos dois outros locais na abundância das diferentes espécies, ou seja, há uma maior dominância de poucas espécies que nas duas outras áreas (Fig. 1).

Tabela 2. Valores dos Critérios de Informação de Akaike (AIC) das distribuições de abundância dos artrópodos coletados nos três locais estudados.

	Nulo	Preemption	Lognormal	Zipf	Mandelbrot
Banco Genético	6145.18	3430.48	1572.38	1904.72	1081.21
Recomposição	8025.13	4678.23	1607.25	1932.17	1163.14
Estação Ecológica	12499.50	7918.33	1857.95	2006.64	1445.99

Embora seja um fragmento em estágio secundário, com muitas lianas, a floresta referência apresenta uma estrutura mais complexa que as duas restaurações, com arbustos de sub-bosque e herbáceas umbrófilas onde há dossel. As condições microclimáticas geradas pelo sombreamento do solo favorece o desenvolvimento da fauna edáfica, além de que a riqueza de espécies vegetais - mais alta que as duas áreas restauradas – confere maior heterogeneidade à serapilheira, o que poderia permitir a sobrevivência de um número maior de espécies de animais.

Figura 1. Diagramas de Whittaker do número de indivíduos em função do número de espécies de artrópodos capturados durante os dois anos de coleta nos três locais estudados. As linhas nos gráficos correspondem à distribuição de Mandelbrot.

A Recomposição é uma área de floresta plantada com uma diversidade de espécies arbóreas menor que a floresta referência e nos períodos de amostragens seu sub-bosque tinha sido colonizado por poucas espécies de arvoretas, de arbustos e de herbáceas. Apesar disso, as árvores pioneiras já formavam um dossel que limitava a incidência dos raios solares no solo que já possuía uma camada bastante espessa de serapilheira. Estas condições permitiram o desenvolvimento de uma comunidade de artrópodos mais rica e abundante que a do Banco Genético. Esta área da restauração tinha ambiente com vegetação menos desenvolvida e estratificada, com ausência de dossel e menor produtividade primária e camada de serapilheira menos desenvolvida, características que indicam condições ambientais mais severas que das duas outras. Estas características, muito provavelmente, dificultam a colonização por espécies mais sensíveis e, então, as espécies menos exigentes, mais competitivas sob estas condições, acabam por dominar a comunidade edáfica.

3.2. Grupos de artrópodos encontrados nas serapilheiras e nos solos dos três locais de estudo

Os ácaros dominaram amplamente a fauna de solo e de serapilheira em todas as áreas estudadas, tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos coletados. Foram seguidos por formigas, coleópteros, colêmbolos, diplópodos e tisanópteros (Tab. 3). Assim como nesta investigação, Janzen (1997), Palacios-Vargas *et al.* (2007), Katagiri (2006) e Moço *et al.*, (2010) também verificaram que os ácaros, colêmbolos e himenópteros eram os grupos mais abundantes nos solos de florestas tropicais. O trabalho do primeiro autor mostrou que estes grupos, juntamente com os dípteros e os psocópteros, representavam 81% de todos os invertebrados por ele amostrados.

A superordem Acariformes (ácaros) forma um grupo extremamente variado (Fig. 2). Apesar da maioria das espécies se alimentar de matéria vegetal em decomposição ou de fungos, também há muitas predadoras de outros ácaros e de microartrópodos (Jacot, 1940; Coleman *et al.*, 2005). Dentre as ordens de Acariformes, a Oribatida (Fig. 2 A, B e C), grupo extremamente abundante e diverso em solos de várias localidades, é mais homogênea quanto aos hábitos alimentares e é composta

quase que exclusivamente por espécies que se alimentam de fungos, vegetais em decomposição ou ambos (Pfeiffer, 1996; Coleman *op. cit.*). Este grupo foi bastante abundante em todos os locais estudados (Fig. 2).

Tabela 3. Riqueza (Riq) e abundância (Abu) dos diversos grupos de artrópodos coletados na serapilheira e no solo das três áreas estudadas, nos dois períodos de amostragem, em ordem decrescente de abundância.

	B. Genético		Recomposição		E. Ecológica		Total	
	Riq	Abu	Riq	Abu	Riq	Abu	Riq	Abu
Não Oribatida	36	1908	40	1727	50	2310	62	5945
Formicidae	24	770	32	1222	38	2303	52	4295
Oribatida	13	504	23	850	27	1046	27	2400
Coleoptera	41	277	58	355	71	611	104	1243
Collembola	24	268	33	452	34	455	40	1175
Diplopoda	5	137	9	328	12	155	13	620
Thysanoptera	20	148	13	129	17	116	28	393
Hemiptera	25	172	22	46	28	139	51	357
Protura	2	109	3	57	3	186	3	352
Desconhecido	23	69	35	83	30	75	56	227
Araneae	13	47	22	74	27	85	39	206
Psocoptera	11	68	10	43	12	94	14	205
Isoptera	2	2	2	118	2	48	2	168
Diptera	9	13	17	30	18	36	28	79
Blattaria	6	15	10	21	6	11	12	47
Pseudoescorpionida	0	0	3	6	6	31	6	37
Symphyla	3	6	3	5	4	23	4	34
Chilopoda	3	3	3	5	5	25	5	33
Hymen. parasitoides	1	2	10	13	6	15	13	30
Diplura	2	5	1	1	2	21	3	27
Lepidoptera	3	3	3	3	9	20	12	26
Isopoda	0	0	1	4	3	10	3	14
Dermaptera	3	3	3	3	4	7	7	13
Paupoda	1	2	0	0	1	5	2	7
Orthoptera	1	1	0	0	1	1	2	2
Total	271	4532	356	5575	416	7828	588	17935

Quando considerados apenas os grupos de artrópodos que possuem a maioria de suas espécies fragmentadoras, as formigas e os colêmbolos (Fig. 2) passam a ser os grupos mais diversos e abundantes e, juntamente com os ácaros oribatídeos, parecem desempenhar grande parte das funções dos artrópodos fragmentadores nas florestas

estudadas. Estes mesmos grupos são dominantes em ecossistemas florestais tropicais de distintas regiões do mundo, como a América do Sul (Moço *et al.*, 2010) e a Austrália (Janzen, 1997).

A família Formicidae (Fig. 3 A, B e C) é principalmente social, com raríssimas exceções, e possui espécies distribuídas por todo o globo, apesar da maioria delas viver nos trópicos. Elas utilizam uma variedade imensa de recursos alimentares que podem ser de origem vegetal ou animal. As espécies de duas subfamílias são carnívoras e o restante é composto por subfamílias cujos membros são fitófagos que utilizam material vegetal fresco de várias origens, como folhas, frutos ou néctar, por exemplo. Muitas espécies se alimentam de fungos ou material vegetal em decomposição (Gillott, 2005).

A ordem Collembola (classe Entognatha – Fig. 4 A, B e C) é composta por organismos bastante distribuídos pelo globo nos mais diversos tipos de solo e é um dos grupos mais abundantes da fauna edáfica, ocupando a serapilheira e a camada superior do solo (Coleman *et al.*, 2005). Raras espécies são predadoras e a grande maioria delas alimenta-se de material vegetal em decomposição ou não e de fungos (Gillott, 2005), sendo, por isso, importantes dispersores da microbiota do solo (Rusek, 1998). Juntamente com os ácaros oribatídeos são considerados os artrópodos detritívoros mais importantes nos ecossistemas terrestres (Gillott, *op. cit.*).

Composta por representantes detritívoros os representantes da ordem Psocoptera (Fig. 4 D) se alimentam de material orgânico particulado, sobretudo de origem vegetal, apesar de também ingerirem fungos, colônias de micro-organismos ou animais em decomposição (Resh e Cardé, 2003; Gillott, 2005). São bastante comuns na serapilheira e foi um dos grupos fragmentadores abundantes nos locais estudados.

Maior ordem de artrópodos em número de espécies, os coleópteros foram bastante abundantes nas amostras recolhidas (Fig. 3 D, E e F). Este grupo apresenta uma ampla gama de adaptações aos ambientes e possui hábitos alimentares muito diversos, com espécies predadoras, fitófagas, fungívoras ou detritívoras (Gillott, 2005).

Hemiptera é uma ordem cuja maioria das espécies é herbívora sugadora de folhas, flores, caules ou raízes e poucos são predadores ou hematófagos (Gillott, 2005). Assim como os hemípteros, os trips (Ordem Thysanoptera) são sugadores fitófagos, com algumas espécies predadoras e os representantes desta ordem que vivem no solo se alimentam principalmente de hifas de fungos (Gillott, *op. cit.*).

Os Diplopoda (Fig. 4 F) são detritívoros, se alimentando principalmente de material vegetal em decomposição (Rupert *et al.*, 1993; Brusca e Brusca, 2003). Estes artrópodos, que estão espalhados por todo o globo, mas são especialmente abundantes em ecossistemas tropicais (Rupert *et al.*, *op. cit.*), aceleram a decomposição diretamente através da alimentação ou indiretamente através da interação com microrganismos (González *et al.*, 2012). Outro grupo tipicamente detritívoros, os Blattaria são insetos de hábitos noturnos e muitas espécies vivem na serapilheira, associadas à matéria orgânica em decomposição, assim como muitos Diptera e Symphyta (Gillott 2005, Brusca e Brusca, 2003; Resh e Cardé, 2003)

Insetos sociais cuja colônia pode conter muitos milhares de indivíduos, os cupins (Isoptera) se alimentam primariamente de madeira, mas muitas formas se alimentam de fungos, fezes de herbívoros ou de material vegetal fresco ou em decomposição, possuindo associações com micro-organismos para digestão de substâncias da parede celular. Pela tamanho populacional das colônias e alta atividade de seus indivíduos estes insetos podem modificar grandemente as características do solo (Resh e Cardé, 2003; Jones *et al.*, 1994).

Embora a grande maioria seja composta por animais aquáticos de água salgada ou doce onde vivem de detritos ou são parasitas (Brusca e Brusca, 2003), há algumas formas terrestres de Isópodos (Crustacea, classe Malacostraca). Estas pertencem à subordem Oniscoidea (Fig. 4 E) e se alimentam de matéria orgânica em decomposição de origem animal ou vegetal, possuindo associação com bactérias no intestino que exercem a importante função de digestão da celulose (Coleman *et al.*, 2005; Rupert *et al.*, 1993).

Os grupos menos abundantes foram os Orthoptera, Pauropoda, Dermaptera, Isopoda e Symphyta (Tab. 3), resultados semelhantes aos obtidos por Moço *et al.*

(2010) em agroflorestas na Bahia, onde os três últimos grupos, juntamente com os pseudoescorpiões, não correspondiam nem a 2% do número de artrópodos coletados. Os membros da ordem Orthoptera são principalmente herbívoros, com poucas espécies predadoras (Grimaldi e Engel, 2005) e não são abundantes em florestas, pois são mais adaptados a ambientes abertos como os campos dominados por gramíneas (Jacot, 1940). Os Pauropoda são uma pequena classe de miriápodos que, embora de ampla distribuição, são pouco comuns e se alimentam de fungos ou tecidos vegetais em decomposição no solo das florestas (Rupert *et al.*, 1993). Os insetos da ordem Dermaptera são animais noturnos e onívoros, com poucas espécies exclusivamente carnívoras ou herbívoras (Gillott, 2005).

Os artrópodos predadores mais abundantes em todas as áreas abordadas neste estudo foram as aranhas (Fig. 5 A, B e C). Estes aracnídeos são importantes predadores da serapilheira e devem imprimir um grande impacto no controle populacional dos insetos (Coleman *et al.*, 2005). Os Pseudoscorpionida (Prancha 4 D) foram bem mais raros que as aranhas nas áreas estudadas e estes predadores se alimentam de pequenos artrópodos como os ácaros (Brusca e Brusca, 2003). Os Chilopoda (Fig. 5 E), assim como os Diplura (Fig. 5 F), são predadores de nematódeos e pequenos artrópodos, incluindo os colêmbolos e ácaros, e são mais comuns em habitats mais úmidos e sombrios (Coleman *et al.*, 2005).

Figura 2. Artrópodos da classe Chelicerata capturados nas áreas estudadas. Ácaros da ordem Oribatida (A, B e C) da subordem Mixonomata (B) e da família Galumnidae (C). Ácaros da ordem Trombidiformes (D, E e F).

Figura 3. Morfoespécies de Insecta coletadas nas áreas estudadas. Ordem Hymenoptera, família Formicidae (A, B e C), ordem Coleoptera (D, E e F) das famílias Scolytidae (E) e Staphylinidae (F).

Figura 4. Morfoespécies de artrópodos fragmentadores capturados nas áreas estudadas. Entognatha da ordem Collembola, subordem Arthropleona (A, B e C). Insecta da ordem Psocoptera (D), Malacostraca da ordem Isopoda (E) e Diplopoda da ordem Spirobolida (F).

Figura 5. Morfoespécies de artrópodos predadores capturados nas áreas estudadas. Chelicerata das ordens Araneae (A, B e C) e Pseudoscorpiones (D), Chilopoda da ordem Lithobiomorpha (E) e Diplura da família Japygidae (F).

3.3. As faunas de artrópodos edáficos e epígeos dos três locais estudados são similares?

Os resultados indicam que as faunas das duas áreas da floresta restaurada são mais semelhantes entre si que com a fauna do fragmento florestal. Observando-se os dendrogramas das faunas edáfico-epígeas construídos com os dados levantados durante o primeiro ano de amostragem, percebe-se que as cinco parcelas localizadas no fragmento florestal formaram um agrupamento distinto das parcelas localizadas nas áreas de floresta plantada. Dentro do agrupamento das áreas restauradas formaram-se outros dois agrupamentos correspondentes às parcelas localizadas nas áreas restauradas com diferentes idades (Fig. 6).

Figura 6. Dendrograma obtido através de Análise de Agrupamento Hierárquico das faunas do solo e da serapilheira no primeiro período de amostragem. B1 a B5= parcelas localizadas no Banco Genético, R1 a R5= parcelas localizadas na Recomposição e E1 a E5= parcelas localizadas na Estação Ecológica. Coeficiente de agrupamento= 0,35 e coeficiente de correlação cofenético= 0,84.

As faunas das serapilheiras de todos os locais apresentaram maior riqueza e abundância que as faunas do solo. Portanto, o padrão de agrupamento observado na

fauna total (Fig. 6) é semelhante ao padrão da fauna da serapilheira (Fig. 7). Apenas uma parcela da Recomposição (restauração mais antiga) foi agrupada junto com as parcelas do Banco Genético, restauração mais jovem. O agrupamento das parcelas do fragmento florestal ficou semelhante ao da fauna total.

Figura 7. Dendrograma obtido através de Análise de Agrupamento Hierárquico da fauna da serapilheira no primeiro período de amostragem. B1 a B5= parcelas localizadas no Banco Genético, R1 a R5= parcelas localizadas na Recomposição e E1 a E5= parcelas localizadas na Estação Ecológica. Coeficiente de agrupamento= 0,32 e coeficiente de correlação cofenético= 0,92.

As faunas do solo dos três locais, entretanto, parecem ser mais semelhantes entre si que as faunas da serapilheira, pois o dendrograma obtido não as separou tão nitidamente. Uma parcela da floresta referência foi agrupada com as áreas restauradas e o agrupamento destas não separou tão bem a restauração mais jovem da mais velha (Fig. 8). Segundo Coleman *et al.* (2005), os grupos de fragmentadores exclusivos do solo sofrem menos os efeitos das intempéries porque a serapilheira protege o solo contra os eventos climáticos. Ademais, os solos das duas áreas restauradas são muito semelhantes física e quimicamente (vide Cap. 2). É provável, então, que os solos destes

loais sejam habitats com características mais semelhantes que as das serapilheiras e, assim, permitam o desenvolvimento de comunidades mais similares.

Figura 8. Dendrograma obtido através de Análise de Agrupamento Hierárquico da fauna do solo no primeiro ano de amostragem. B1 a B5= parcelas localizadas no Banco Genético, R1 a R5= parcelas localizadas na Recomposição e E1 a E5= parcelas localizadas na Estação Ecológica. Coeficiente de agrupamento= 0,37 e coeficiente de correlação cofenético= 0,49.

Dentre os grupos de organismos fragmentadores, os Hemiptera, os Thysanoptera e os Psocoptera foram os mais relacionados ao Banco Genético que é a restauração mais jovem (Fig. 9). Os hemípteros e os psocópteros são considerados colonizadores iniciais e talvez os grupos mais generalistas, sendo comuns em restaurações em estádios iniciais de desenvolvimento após o plantio (Janzen, 1997). Vohlan e Schroth (1999) verificaram que, na Amazônia, os tisanópteros e hemípteros eram mais frequentes em áreas abertas dominadas por gramíneas, condições apresentadas pelo Banco Genético (vide Cap. 1) durante o período de amostragem, corroborando os resultados obtidos neste trabalho.

Diptera, Protura, Isopoda e principalmente as formigas foram mais relacionados ao fragmento florestal que às áreas florestadas (Fig. 9). Apesar de pouco frequentes nos locais estudados, os isópodos, organismos que fragmentam a serapilheira acelerando a decomposição e a ciclagem de nutrientes (Snyder e Hendrix, 2008; Moço *et al.*, 2005) são raros em locais abertos (Nakamura *et al.*, 2003) e só foram coletados na área restaurada mais desenvolvida e, principalmente, no fragmento florestal. Parece que estes organismos são exigentes quanto às condições ambientais, pois Menezes *et al.* (2009) perceberam que este grupo só ocorria em remanescentes em estágio avançado na sucessão e era ausente em fragmentos muito perturbados.

Figura 9. Análise de Correspondência entre os locais estudados e os grupos de artrópodos fragmentadores no primeiro período de amostragem. BG= Banco Genético, RC= Recomposição, EE= Estação Ecológica.

Por sua grande biomassa e atividade, as formigas desempenham um papel importante no fluxo de energia nos ecossistemas terrestres (Gillott, 2005) e muitas

espécies são importantes agentes na aceleração da decomposição da serapilheira (Mcglynn e Poirson, 2012). Além disso, os impactos que estes insetos exercem nos ecossistemas vão além da energia que flui através de suas interações tróficas com as comunidades. Estes artrópodos provocam mudanças drásticas no ambiente em que vivem, transformando e criando novos habitats ou modulando a disponibilidade de nutrientes no ecossistema para outras espécies. São, por isso, consideradas “engenheiros dos ecossistemas” (Jones *et al.*, 1994).

Estes himenópteros são mais diversos em ambientes florestais tropicais, principalmente nos remanescentes em estádios avançados na sucessão (Menezes *et al.*, 2009) e muitos são exigentes quanto às condições locais, o que faz com que muitas espécies sejam exclusivas de florestas menos impactadas (Nakamura *et al.* 2007), o que lhes confere a possibilidade de serem utilizadas como indicadores em programas de monitoramento de florestas restauradas (Ribas *et al.*, 2012). Meloni (2012) observou diferenças na comunidade de formigas em restaurações de florestas estacionais no interior do estado de São Paulo e notou que estas diferenças estavam relacionadas ao estágio de desenvolvimento da vegetação. Este autor verificou que algumas espécies só ocorrem em locais onde a vegetação é bem desenvolvida, sendo ausentes em restaurações mais jovens. Embora o método de coleta da fauna utilizado neste trabalho não seja capaz de amostrar adequadamente todos as espécies deste grupo de artrópodos percebe-se que as formigas preferem o fragmento florestal e são bem menos abundantes na restauração com vegetação mais aberta e menos complexa.

Os ácaros oribatídeos, os diplópodos e os colêmbolos foram mais comuns na restauração mais antiga e na floresta referência que na restauração mais jovem, demonstrando que estes animais preferem áreas de vegetação mais complexa, microclima mais estável ou com camada de serapilheira bem desenvolvida (Kataguirí, 2006; Nakamura *et al.*, 2003). São organismos muito abundantes nos solos tropicais de todo o mundo e um dos principais grupos relacionados aos processos de decomposição da serapilheira nestes ambientes (Heneghan *et al.*, 1999).

Assim como os Isopoda, os Diplopoda são elementos chave no aumento das taxas de decomposição da serapilheira (Huhta, 2007) e são sensíveis a distúrbios antrópicos (Jacot, 1940). De acordo com Nakamura (2003), em sua investigação, os diplópodos foram um dos grupos importantes na discriminação das áreas de pastagem das de florestas e nas florestas estacionais semidecíduais este grupo e os dípteros se mostraram mais comuns em remanescentes em estágio avançado na sucessão (Menezes *et al.*, 2009) que em fragmentos em estádios iniciais.

De acordo com Deharveng (1996), os colêmbolos são mais comuns em florestas nativas, pois este autor verificou uma diminuição dramática no número de espécies endêmicas em restaurações florestais. De 50 a 90% delas eram ausentes nas florestas plantadas e mesmo após 20 anos de plantio o autor não verificou recolonização por espécies endêmicas. Os colêmbolos endêmicos têm sua riqueza e abundância diminuídas em resposta às alterações nas florestas pelas atividades humanas de manejo florestal, pois estas espécies são mais sensíveis que as não endêmicas. A recolonização depende da distância de florestas não perturbadas, pois este grupo tem baixa capacidade de dispersão (Cassagne *et al.*, 2006).

Neste trabalho foram encontradas 34 morfoespécies de Colêmbolos no fragmento florestal, 33 na Recomposição e 24 no Banco Genético. Como estes animais não foram identificados no nível de espécies, não se pode afirmar que as ausentes nas restaurações sejam as endêmicas. O número de indivíduos coletados, porém, não foi menor na restauração mais velha que no fragmento florestal. Talvez os resultados encontrados por Deharveng (1996) deva-se ao fato de que as restaurações florestais estudadas por ele tinham sido feitas com poucas espécies e exóticas. Ao contrário, as restaurações abordadas neste trabalho foram plantadas com muitas espécies nativas, o que proporciona habitats mais diversos e mais semelhantes aos originais que o oferecido por florestas compostas por poucas espécies de árvores exóticas.

As diferenças ambientais dos três locais estudados também influenciam a distribuição dos artrópodos predadores. Quase todos os artrópodos desta categoria foram mais relacionados com o fragmento florestal, embora os quilópodos e os himenópteros parasitoides também se mostraram comuns na área da Recomposição.

As aranhas, no entanto, apresentaram relações semelhantes com os três locais estudados (Fig. 10). Os Chilopoda requerem ambientes úmidos e sombrios (Coleman *et al.*, 2005), com camada espessa de serapilheira (Nakamura *et al.*, 2003), condições mais bem oferecidas pelo remanescente florestal e pela área da Recomposição que pela área do Banco Genético. De acordo com Menezes *et al.* (2009), estes animais mostram uma tendência de aumento na sua abundância nos fragmentos florestais em estádios mais avançados na sucessão.

Assim como os quilópodos, os pseudoescorpiões e os dipluros são predadores que também foram mais abundantes na floresta referência. Estes organismos parecem requerer ambientes com alguma diversidade vegetal e estrutural para sobreviverem. Como Pellens e Garay (1999) já haviam percebido, os pseudoescorpiões e os dipluros não ocorriam em áreas de monocultura.

Figura 10. Análise de Correspondência entre os três locais estudados e os grupos de artrópodos predadores no primeiro período de amostragem. BG= Banco Genético, RC= Recomposição, EE= Estação Ecológica.

Em uma floresta restaurada com espécies arbóreas nativas, a estrutura da vegetação tende a ficar mais similar com a floresta original com o passar do tempo, e os arbustos e herbáceas que não são plantados - e a colonizam posteriormente via dispersão animal ou pelo vento - parecem desempenhar um importante papel na criação de sítios de heterogeneidade ambiental que favorecem a sobrevivência destes organismos. A menor complexidade estrutural e diversidade da vegetação, além da ausência de plantas de sub-bosque foram, possivelmente, os fatores responsáveis pelas diferenças observadas na composição de espécies de artrópodos do solo. Os artrópodos fragmentadores podem ser especializados em determinadas frações da serapilheira e as características da vegetação, portanto, influenciam a composição de espécies via atributos da serapilheira como espessura, padrão de deposição, heterogeneidade e composição química (Moço *et al.*, 2005; Donoso *et al.*, 2010).

A maior produtividade primária da Recomposição e da Estação Ecológica (Cap. 2), permitiu a formação de uma camada espessa de serapilheira que certamente favoreceu a colonização destes grupos de artrópodos (Nakamura *et al.*, 2003; Janzen, 1997). O Banco Genético era uma floresta ainda sem dossel, o que proporciona condições microclimáticas desfavoráveis para organismos mais sensíveis a alterações bruscas de temperatura, baixa umidade relativa do ar na superfície do solo e dessecação.

Na área da Recomposição já existe um dossel, embora mais baixo que uma floresta nativa porque é formado por árvores pioneiras, normalmente de porte menor que as secundárias e climáticas. Além disso, já existem espécies arbustivas e herbáceas de sub-bosque, tornando a estrutura da vegetação mais estratificada que a do Banco Genético e com riqueza maior que a introduzida através do plantio das árvores (Cap. 1). Isto faz com que o ambiente tenha melhores condições microclimáticas para abrigar espécies mais exigentes como diplópodos, colêmbolos e ácaros oribatídeos que se mostraram bastante abundantes neste local. Além disso, o aumento da diversidade da serapilheira desta área florestada também pode ter contribuído para a colonização por algumas espécies destes grupos. Organismos sensíveis, colêmbolos e isópodos foram dois dos grupos que foram capazes de discriminar os sistemas de cultivo do solo,

como verificado por Oliveira e Souto (2011), e os primeiros foram bastante abundantes na restauração mais antiga investigada neste trabalho.

A diversidade estrutural da vegetação é de grande importância no desenvolvimento dos artrópodos edáficos (Longcore, 2003) e as áreas de vegetação recompostas talvez ainda não sejam suficientemente complexas para manter uma alta diversidade desta fauna e, talvez, para manter espécies endêmicas mais exigentes, apesar de a Recomposição possuir vários grupos sensíveis quanto às condições ambientais.

Os resultados deste trabalho indicam que, apesar da Recomposição já oferecer melhores condições para abrigar uma fauna fragmentadora mais sensível, a cadeia alimentar desta restauração ainda não está estabelecida como a da Estação Ecológica. Muitos grupos importantes de fragmentadores são bem menos abundantes nesta restauração que no remanescente florestal, além dos predadores mais comuns pertencerem a grupos distintos daqueles do remanescente e mais semelhantes aos predadores do Banco Genético, restauração menos desenvolvida.

3.4. O que mudou nas faunas edáfico-epígeas dos três locais após três anos da primeira amostragem?

Assim como o observado no primeiro ano de amostragem, no segundo as formigas, os dípteros e os isópodos continuaram mais relacionados à floresta referência. Além destes, os colêmbolos e os ácaros oribatídeos também continuaram a ser mais relacionados ao fragmento florestal e à área de restauração mais antiga. A restauração mais jovem que apresentava muitos hemípteros, psocópteros e tisanópteros na primeira amostragem teve a abundância das últimas duas ordens bastante diminuída na segunda amostragem. Os Protura, por outro lado, foram muito relacionados à floresta referência no primeiro período de amostragem e passaram a ser mais comuns no Banco Genético após três anos (Fig. 11). Estes resultados indicam que alguma alteração na vegetação da área do Banco Genético pode ter influenciado no aumento da abundância dos proturos, mais comuns no remanescente florestal, e na diminuição da abundância dos psocópteros e tisanópteros, organismos associados à

ambientes abertos ou à florestas no início da sucessão vegetal (Janzen, 1997; Vohlan e Schroth, 1999).

Figura 11. Análise de Correspondência entre os três locais estudados e os grupos de artrópodos fragmentadores no segundo período de amostragem. BG= Banco Genético, RC= Recomposição, EE= Estação Ecológica.

A Análise de Correspondência entre as áreas estudadas e os artrópodos predadores coletados na segunda amostragem mostrou que houve alterações menores que o observado na comunidade fragmentadora. A abundância de aranhas aumentou em todos os locais e os quilópodos, os dipluros e os pseudoescopiões continuaram a ser mais comuns no fragmento florestal que nas duas áreas restauradas. Foram coletados menos himenópteros parasitoides no segundo período de amostragem, que passaram a ser mais relacionados à área da Recomposição que na Estação Ecológica (Fig. 12).

Figura 12. Análise de Correspondência entre os três locais estudados e os grupos de artrópodos predadores no segundo período de amostragem. BG= Banco Genético, RC= Recomposição, EE= Estação Ecológica.

Apesar destas alterações na composição das comunidades de artrópodos fragmentadores e predadores entre os dois períodos de amostragem, a fauna do fragmento florestal ainda permanece diferente das duas áreas de floresta plantada e, entre elas, ainda observa-se a formação de dois grupos distintos correspondentes às parcelas das florestas de idades diferentes. O dendrograma obtido é muito semelhante ao construído com a fauna coletada três anos antes, o que indica este período não foi suficiente para que a fauna da área plantada mais antiga ficasse mais semelhantes à da floresta referência (Fig. 13) ou que a área restaurada mais recentemente apresentasse uma fauna mais similar à área restaurada há mais tempo.

Figura 13. Dendrograma obtido através de Análise de Agrupamento Hierárquico das faunas do solo e da serapilheira no segundo período de amostragem. B1 a B5= parcelas localizadas no Banco Genético, R1 a R5= parcelas localizadas na Recomposição e E1 a E5= parcelas localizadas na Estação Ecológica. Coeficiente de agrupamento= 0,48 e coeficiente de correlação cofenético= 0,84.

Embora Janzen (1997) tenha verificado o restabelecimento da diversidade, abundância e distribuição dos invertebrados de solo em uma restauração florestal na Austrália em apenas seis anos, os sete anos de existência do Banco Genético e os dez da Recomposição ainda não foram suficientes para o restabelecimento da composição da fauna de artrópodos edáficos nestas restaurações como o encontrado na floresta referência. A recolonização, principalmente por espécies endêmicas, pode ser um problema em vista do grau de isolamento das restaurações estudadas de remanescentes florestais nativos, pois muitos organismos edáficos têm baixa capacidade de dispersão (Cassagne *et al.*, 2006). Apesar disso, a fauna edáfico-epígea da área florestada mais antiga, embora ainda não tenha a mesma composição de espécies, já possui todos os grupos de organismos encontrados na floresta da floresta referência. A área restaurada mais jovem, no entanto, ainda carece de alguns grupos relacionados à locais mais preservados, como pseudoescorpiões e isópodos.

3.5. A influência das variáveis químicas da serapilheira e do solo sobre a composição da fauna edáfico-epígea.

Os resultados obtidos não indicaram influência das características químicas do solo sobre a fauna de artrópodos fragmentadores, mas a atividade dos atributos químicos da serapilheira foi significativa. Aproximadamente 30% da variação observada na composição da comunidade de artrópodos fragmentadores foram explicadas pelos teores de substâncias químicas da serapilheira (tab. 4).

Tabela 4. Teste de Permutação de Mantel entre as variáveis químicas da serapilheira e do solo e os grupos de artrópodos fragmentadores.

	R	Significância
Química da serapilheira	0,32	0,013
Química do solo	-0,15	0,83

Num ecossistema complexo como uma floresta estacional, muitas variáveis abióticas e bióticas estão envolvidas na composição da fauna edáfica. A relação entre predador-presa, a competição por recursos alimentares e as diferenças nos ciclos de vida, por exemplo, alteram as populações destas comunidades. Então, não é de se esperar correlações especialmente altas quando avaliamos a influência de algumas variáveis biológicas, como a qualidade do alimento ingerido, sobre a composição da fauna fragmentadora.

As parcelas referentes às três florestas estão mais ou menos bem separadas no diagrama de ordenação (Fig. 14). As parcelas da floresta referência estão posicionadas nos quadrantes superior e inferior direito, enquanto as parcelas da área de floresta plantada mais jovem estão localizadas no quadrante superior esquerdo. As parcelas da restauração florestal mais velha têm uma distribuição mais ampla, ocupando quase todos os quadrantes do diagrama e se misturando às parcelas da restauração mais jovem e do fragmento florestal.

Figura 14. Diagrama de ordenação derivado da Análise de Correspondência Canônica entre os grupos de artrópodos fragmentadores e as variáveis químicas da serapilheira nos três locais estudados durante a estação chuvosa. B.1 a B.5 = parcelas do Banco Genético, Rec.1 a Rec.5 = parcelas da Recomposição, EE.1 a EE.5 = parcelas da Estação Ecológica, Tan= taninos, Lig= ligninas, N= nitrogênio, pso= Psocoptera, Coll= Collembola, form= Formicidae, prot= Protura, ori= Oribatidae, iso= Isoptera, crus= Crustacea, sym= Symphyla, bla= Blattaria, thy= Thysanoptera, diplo= Diplopoda.

Os taninos foram as substâncias químicas da serapilheira mais relacionadas à decomposição (Capítulo 3) e, também, foram a variável química mais importante para explicar a distribuição da fauna observada dos locais estudados. O primeiro eixo canônico, que explicou 67% da variação da composição da fauna, é forte e negativamente correlacionado a estes fenólicos, enquanto que as duas outras variáveis, ligninas e nitrogênio, são positivamente correlacionadas a este eixo, embora com intensidade bem menor (tab. 5). Estas substâncias fenólicas precipitam proteínas

e muitos autores verificaram seus efeitos deletérios sobre os organismos decompositores e os artrópodos fragmentadores, com consequências negativas na decomposição da serapilheira (Resende *et al.* 2013; Zucker, 1983; Anderson, 1975).

Os teores de nitrogênio e ligninas foram mais importantes na formação do segundo eixo canônico, o qual carrega 27% da variação observada na fauna. O nitrogênio se mostrou forte e positivamente correlacionado a este eixo, enquanto as ligninas mostraram uma correlação negativa (tab. 5).

Tabela 5. Escores das variáveis restringidas nos três eixos canônicos da Análise de Correspondência Canônica entre as variáveis químicas da serapilheira e a composição da fauna de artrópodos fragmentadores.

	CCA 1	CCA 2	CCA 3
Nitrogênio	0,2377	0,8905	0,3911
Ligninas	0,3477	-0,7221	0,5955
Taninos	-0,8929	-0,1014	0,4400

A composição química da serapilheira mostrou-se importante na determinação das taxas de decomposição (Capítulo 3) e o teste de Mantel indicou alguma influência dela sobre os fragmentadores. Os grupos destes artrópodos, no entanto, não foram bem separados pela CCA e estão ocupando a área próxima ao centroide do diagrama.

Existem grupos de fragmentadores mais relacionados às diferentes florestas (Fig. 11), mas quando vemos a variação desta fauna restringida pelas substâncias químicas da serapilheira verificamos que a influência destes atributos é menor na composição da fauna que outras características do ambiente onde estes organismos vivem. A significância da Análise de Correspondência Canônica, verificada com base em permutações indicam que outras variáveis ambientais devem ter mais peso que somente as características químicas da serapilheira na composição da fauna fragmentadora (Tab. 6).

Tabela 6. Teste de permutação para Análise de Correlação Canônica entre as variáveis químicas da serapilheira e os grupos de artrópodos fragmentadores.

	DF	Q-quadrado	F	Nº per.	P
Modelo	3	0,0459	1,1604	99	0,29
Resíduo	11	0,1450			

A pequena dispersão dos grupos de fragmentadores no diagrama de correspondência canônica indica que, embora a composição química da serapilheira não seja irrelevante na distribuição destes organismos (Ashford *et al.* 2013; Vos *et al.* 2013), outros fatores podem ser mais importantes na hierarquia da determinação da composição das faunas das três áreas florestais. Fatores abióticos do meio, como luminosidade, umidade e temperatura da superfície do solo podem limitar o desenvolvimento de muitas espécies de artrópodos edáficos e epígeos na área do Banco Genético, que não apresenta dossel e cujo solo é mais exposto, com camada de serapilheira mais fina que nas duas outras áreas. Além disso, a maior disponibilidade de nichos diferentes proporcionada pela espessura da camada de serapilheira (Ashford *et al.* 2013; Donoso *et al.* 2013) e pela diversidade tanto de espécies quanto de tipos de vida da vegetação da floresta referência (Perez *et al.* 2013a ; Perez *et al.* 2013b; Suguituro *et al.* 2013; Rieff *et al.* 2010) e talvez sejam fatores mais importantes nas diferenças observadas na composição da fauna de fragmentadores entre os locais estudados.

CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES GERAIS

Quatro anos é um tempo pequeno para que seja restaurada a produtividade primária e o aporte de nutrientes ao solo de uma restauração florestal, pois com esta idade as árvores do Banco Genético da Floresta da USP produziam muito menos serapilheira e aportavam bem menos carbono e nitrogênio ao solo que o remanescente florestal. Após oito anos de plantio, as árvores da área da Recomposição da Floresta da USP já produziam tanta serapilheira e depositavam tantos nutrientes no solo quanto o remanescente de floresta estacional semidecidual. Os teores de matéria orgânica, de íons de cálcio e de magnésio e a capacidade de troca catiônica do seu solo, entretanto, estavam mais semelhantes à área de restauração mais recente que à floresta referência. Estes resultados indicam que a produtividade e os aportes de carbono e de nitrogênio na área da Recomposição ainda não foram capazes de devolver a matéria orgânica e outros nutrientes ao solo no mesmo nível do encontrado no remanescente florestal, indicando que estes elementos estão imobilizados na serapilheira ao invés de serem incorporados ao solo através da decomposição.

A pluviosidade tem um efeito positivo nas taxas de decomposição e o experimento iniciado no final da estação seca (setembro) foi considerado mais adequado para interpretar este processo, pois corresponde ao que ocorre naturalmente nas florestas estacionais semidecíduais. Neste tipo de vegetação há um maior aporte de nutrientes durante a estação seca e a decomposição é mais alta depois deste período, quando a precipitação aumenta consideravelmente. A taxa de decomposição da serapilheira da Estação Ecológica ficou dentro da faixa descrita na literatura para outros fragmentos de floresta estacional semidecidual e a área florestada mais antiga apresentou uma taxa de decomposição mais alta que a área restaurada mais jovem.

Dentre as variáveis químicas analisadas, os taninos são o grupo que decaem mais rapidamente durante a decomposição da serapilheira, enquanto as substâncias estruturais são mais resistentes, sobretudo as ligninas, que se acumularam no substrato durante o experimento. A serapilheira fica mais nutritiva com o passar do

tempo e os teores de taninos e de nitrogênio foram as variáveis químicas mais relacionadas à perda de massa durante o processo de decomposição.

Apesar dos teores de taninos e nitrogênio se mostrarem relacionados às constantes de decomposição, as condições ambientais locais foram importantes na determinação da sua velocidade. Fatores abióticos como o microclima, além de fatores bióticos, podem estar relacionados às diferenças observadas entre a floresta referência e as áreas restauradas. Dentre os fatores bióticos, a diversidade da serapilheira e a composição da comunidade de organismos decompositores talvez sejam os mais importantes. As áreas de floresta restaurada ainda são jovens e se localizam entre área urbana e monocultura de cana de açúcar, isoladas de remanescentes florestais, o que dificulta a colonização de organismos edáficos com baixa capacidade de dispersão.

A serapilheira possui mais artrópodos fragmentadores e predadores que o solo e a maioria das espécies encontradas é rara, com poucas espécies dominando a comunidade. Os grupos mais comuns de artrópodos fragmentadores foram os ácaros oribatídeos, as formigas, os colêmbolos e os diplópodos. Os predadores mais abundantes foram as aranhas, seguidas pelos pseudoescorpiões, os dipluros e os quilópodos.

A riqueza de espécies foi maior no fragmento florestal, seguido pela restauração mais antiga (Recomposição) e, por último, a área restaurada mais nova (Banco Genético). As faunas dos três locais são diferentes entre si, sobretudo a da Estação Ecológica, pois as faunas das parcelas deste remanescente florestal formam um agrupamento diferente da fauna das parcelas das áreas da floresta plantada. Nesta última são formados dois sub-grupos distintos, um com as parcelas da restauração mais nova e outro com as da restauração mais antiga.

No primeiro período de amostragem, os grupos de fragmentadores mais relacionados ao remanescente florestal foram Formicidae, Diptera e Protura e Isopoda e os mais relacionados à restauração menos complexa foram os Hemiptera, Thysanoptera e Psocoptera, que são mais generalistas e pioneiros. Os predadores mais sensíveis foram muito mais abundantes no remanescente e pertenciam aos grupos dos

Pseudoescorpionida, Chilopoda e Diplura. No segundo período de amostragem da fauna, após três anos do primeiro, não se verificou grandes alterações na similaridade entre as áreas, indicando que as composições das faunas das restaurações continuam distintas da composição de uma floresta nativa. Estes resultados apontam que o tempo entre o plantio e as amostragens da fauna não foi suficiente para o restabelecimento da composição da fauna de artrópodos, pois os grupos mais exigentes quanto às condições ambientais são mais relacionados ao remanescente florestal e ainda são mais raros nas áreas da restauração florestal. Alguns grupos, inclusive, são inexistentes na restauração mais jovem. A relação mais forte dos Protura e mais fraca dos Thysanoptera e Psocoptera com esta área após três anos, no entanto, pode apontar para uma melhoria no desenvolvimento das condições locais.

A área mais avançada da restauração apresenta diversidade e abundância maiores de artrópodos edáficos que a área restaurada mais jovem. No entanto, a composição desta comunidade ainda é diferente do remanescente, o que leva a crer que muitas espécies endêmicas ainda não conseguiram se estabelecer nesta restauração. Isto talvez se deva a que as condições locais ainda não são propícias ou porque estes organismos têm baixa capacidade de dispersão e, por isso, não conseguiram colonizar esta área que é isolada, distante de fragmentos de floresta nativa.

As características nutricionais da serapilheira explicaram boa parte da variação observada nas comunidades de artrópodos fragmentadores edáficos e epígeos dos três locais estudados, mas outras características, entretanto, são importantes na composição desta fauna. A maior espessura da camada de serapilheira e a maior diversidade de espécies que compõem a floresta referência proporcionam substratos com diferentes características nutricionais e com maior variedade de micro-habitats. Um ambiente assim pode ser ocupado por espécies que possuam necessidades ecológicas muito distintas, permitindo o estabelecimento de uma fauna mais diversa.

As duas áreas estudadas da Floresta da USP ainda são jovens e só no futuro poderemos avaliar se as comunidades de artrópodos do solo e da serapilheira conseguem se restabelecer e aumentar sua similaridade com a vegetação original ou

se as revegetações nunca serão capazes de criar condições para o desenvolvimento da fauna endêmica. Neste caso, os processos de decomposição, mediados pelos organismos fragmentadores, funcionariam em um nível diferente nas duas áreas da floresta plantada, com as mesmas funções sendo desempenhadas por organismos distintos da floresta original.

Os resultados obtidos com a coleta das faunas de serapilheira e de solo e apresentados no Capítulo 4 ainda não tiveram todas suas potencialidades exploradas neste trabalho. Outras análises, olhando-se mais profundamente dentro de cada um dos grupos de artrópodos levantados neste trabalho, poderão apontar espécies ou outros táxons endêmicos ou relacionados a locais preservados ou perturbados que indicariam as condições da Floresta da USP em relação ao restabelecimento da fauna edáfica e das relações ecológicas a ela relacionadas. Estas análises poderiam auxiliar a esclarecer algumas questões acerca das alterações na composição da comunidade de artrópodos edáficos e epígeos durante o desenvolvimento desta floresta plantada. Uma abordagem destes resultados utilizando-se do conceito de grupos funcionais poderia indicar, por exemplo, quais grupos predominam na área restaurada mais jovem e quais prevalecem no remanescente florestal, o que ajudaria a trazer alguma contribuição para o entendimento da mediação dos artrópodos fragmentadores no processo de decomposição da serapilheira.

A restauração florestal é uma técnica empregada há séculos pelo homem no sentido de suprir parte de suas necessidades, seja diretamente por recursos florestais ou indiretamente pelos serviços ambientais oferecidos por estes ecossistemas. Como ciência, entretanto, é algo novo e necessita de investigações que gerem resultados que possam ser aplicados em prol da melhoria desta prática antiga.

A vegetação nativa do interior do estado de São Paulo está extremamente degradada e seus parques e pequenos remanescentes estão sobre crescente pressão do agronegócio, sobretudo sucroalcooleiro. A insuficiência de alguns serviços ambientais prestados pela vegetação nativa já são sentidos pelos habitantes da região de Ribeirão Preto e a restauração florestal se apresenta como única solução para este problema. Urge, portanto, a geração de dados sobre o funcionamento dos ecossistemas florestais restaurados, pois os resultados que fazem a ciência da restauração avançar podem ser

aplicados na melhoria da prática da restauração gerando ganhos ambientais e sociais para a população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, S.E.; Grimshaw, H.M.; Parkinson, J.A. e Quarmby, C. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 565p.
- Amazonas, N. T.; Martinelli, L. A.; Piccolo, M. D. C. e Rodrigues, R. R. 2011. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management* 262(8): 1551–1557.
- Anderson, J.M. 1975. Succession, diversity and trophic relationships of some soil animals in decomposing leaf litter. *The Journal of Animal Ecology* 44(2):475-495
- Antonangelo, A. e Bacha, C.J.C. 1998. As Fases da Silvicultura no Brasil. *RBE* 52(1): 207-238.
- Arato, H.D.; Martins, S.V. e Ferrari, S.H.S. 2003. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. *R. Árvore* 27(5): 715-721.
- Araújo, R.S.; Rodrigues, F.C.M.P.; Machado, M.R.; Pereira, M.G. e Frazão, F.J. 2006. Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Floresta e Ambiente* 12(2): 15-21.
- Ashford, O.S.; Foster, W.A., Turner, B.L.; Sayer, E.J.; Sutcliffe, L. e Tanner, E.V.J. 2013. Litter manipulation and the soil arthropod community in a lowland tropical Rainforest. *Soil Biology & Biochemistry* 62: 5-12.
- Baer, W. 2002. *A Economia Brasileira*. 2a ed. Editora Nobel, São Paulo.
- Bärgelöf, F. 2005. Leaf mass loss estimated by litterbag technique. In: Graça, M.A.S.; Bärgelöf, F. e Gessner, M.O. (eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht. 37-42 p.
- Begon, M.; Townsend, C.R. e Harper, J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*, 4th ed. Blackwell Publishing, Oxford. 738p.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soil. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22.

- Bernhard-Reversat, F.; Main, G.; Holl, K.; Loumeto, J. e Ngao, J. 2003. Fast disappearance of the water-soluble phenolic fraction in eucalypt leaf litter during laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology* 23: 273-278.
- Bocock, K. L. 1964. Changes in the Amounts of Dry Matter, Nitrogen, Carbon and Energy in Decomposing Woodland Leaf Litter in Relation to the Activities of the Soil Fauna. *The Journal of Ecology* 52 (2): 273-284.
- Bonatti, F. A. 2007. Impacto da Comunidade de lianas sobre a comunidade de árvores em um remanescente de floresta estacional semidecidual. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto.
- Borgonovi, M.; Chiarrini, J.V.; Amaral, A.Z.; Coelho, A.G.S. e Oliviera, D.A. Cobertura vegetal do estado de São Paulo II — levantamento por fotointerpretação das áreas cobertas com floresta natural e reflorestamento. *Bragantia* 26(6): 94-102.
- Borror, D.J. e White, R.E. 1970. *Peterson Field Guides – Insects*. Houghton Mifflin Company, New York. 404p.
- Bozdogan, H. 1987. Model selection and akaike's information criterion (AIC): the general theory and its analytical extensions. *Psychometrika* 52(3): 345-370.
- Brusca, R.C. e Brusca, G.J. 2003. *Invertebrates*. 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland. 936p.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rainforest species in the light of sucessional processes. *Turrialba* 15(1): 1603-1611.
- Camargo, U.M. 2008. Grupos ecológicos da vegetação arbórea de um trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual – Mata de Santa Tereza – no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto.
- Cassagne, N.; Gauquelin, T.; Bal-Serin, M.C. e Gers, C. 2006. Endemic Collembola, privileged bioindicators of forest management. *Pedobiologia* 50: 127—134

- Castanho, C.T. e Oliveira, A.A. 2008. Relative effect of litter quality, forest type and their interaction on leaf decomposition in south-east Brazilian forests. *Journal of Tropical Ecology* 24: 149–156.
- Celentano, D; Zahawi, R.A.; Finegan, B.; Casanoves, F.; Ostertag, R.; Cole, R.J. e Holl, K.D. 2011. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. *Rev. Biol. Trop.* 59(3): 1323-1336.
- Cesar, O. 1993. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. *Rev. Brasil. Biol.* 53(4): 671-681.
- Coleman, D.C.; Crossley, D.A. e Hendrix, P.F. 2005. *Fundamentals of soil ecology*, 2nd ed. Academic Press, San Diego. 386p.
- Coley, P.D.; Bryant, J.P. e Chapin, F.S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895-899.
- Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization. 1991. *Insects of Australia: a textbook for students and research workers*. Vol. I e 2. Melbourne University Press, Carlton.
- Congresso Nacional. 1965. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965: Institui o Novo Código Florestal. *Diário Oficial da União* publicado em 16/09/65.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011. Resolução N° 429, de 28 de fevereiro de 2011: Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs. *Diário Oficial da União* publicado em 02/03/2011.
- Costa, C; Ide, S. e Simonka, C.E. 2006. *Insetos imaturos- Metamorfose e identificação*. Ed. Holos, Ribeirão Preto. 249p.
- Costa, G. S.; Gama-Rodrigues, A. C. e Cunha, G. M. 2005. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. *Revista Árvore* 29: 563-570.
- Crawley, M.J. 2005. *Statistics: An introduction using R*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester. 327p.

- Cummins, K. W. e Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Ver. Ecol. Syst.* 10: 147-172.
- Deharveng, L. 1996. Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France). *Conservation Biology* 10(1): 74-84.
- Diégues Jr., M. 2006. O engenho de açúcar no nordeste. EDUFAL, Maceió. 101p.
- Donoso, D.A.; Johnston, M.K. e Kaspar, M. 2010. Trees as templates for tropical litter arthropod diversity. *Oecologia* 164: 201–211.
- Donoso, D.A.; Johnston, M.K.; Clay, N.A. e Kaspari, M.E. 2013. Trees as templates for trophic structure of tropical litter arthropod fauna. *Soil Biology & Biochemistry* 61: 45-51.
- Drummond, J.A. 1988. O jardim dentro da máquina: uma breve história da Floresta da Tijuca. *Estudos Histórico* 1(2): 276-298.
- Durigan, G.; Engel, V.L.; Torezan, J.M.; Melo, A.C.G.; Marques, M.C.M.; Martins, S.V.; Reis, A. e Scarano, F.R. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore* 34(3): 471-485.
- Empresa Brasileira de Agropecuária. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª ed. EMBRAPA-SPI, Rio de Janeiro. 306p.
- Fausto, B. 1996. História do Brasil. Edusp, São Paulo.
- Feeny, P. 1976. Plant apparency and chemical defense. *Recent Adv. Phytochem.* 10: 1-40.
- Fragoso, F.P. 2007. Teores de ligninas e celulose e suas relações com as taxas de decomposição das serapilheiras de uma Mata Estacional Semidecidual e uma Recomposição Florestal em Ribeirão Preto, SP. Monografia de conclusão do curso de Ciências Biológicas da FFCLRP-USP. 51p.
- Gandara, F.B. e Kageyama, P. Y. 1998. Indicadores de sustentabilidade de florestas naturais. *Série Técnica Ipef* 12(31): 79-84.
- Gartner, T.B. & Cardon, Z.G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104: 230–246.

- Gerlach, J.; Samways, M. e Pryke, J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *J Insect Conserv.* DOI 10.1007/s10841-013-9565-9
- Giller, P.S. 1996. The diversity of soil communities, the “poor man’s tropical rainforest” *Biodiversity and Conservation* 5(2): 135-168.
- Gillott, C. 2005. *Entomology*, 3th ed. Springer, Dordrecht. 831p.
- González, G; Murphy, C.M. e Belén, J. 2012. Direct and indirect effects of millipedes on the decay of litter of varying lignin content. *Notes - fs.fed.us*.
- Governo do Império do Brasil. 1861. Portaria nº577 de 11/12/1861. "Instruções provisórias para o plantio e conservação das florestas da Tijuca e Paineiras". *Decisões do Governo do Império do Brasil*. Tomo 24, pg. 25.
- Grimaldi, D. e Engel, M.S. 1995. *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press, New York. 755p.
- Hagerman, A. E. e Butler, L. G. 1978. Protein precipitation method for the quantitative determination of tannins. *J. Agric. Food Chem.* 26(4): 809-812.
- Harborne, J. B. 1993. *Introduction to ecological biochemistry*. Academic Press, Cambridge, 4ª ed., 356p.
- Harborne, J.B. 1997. Role of secondary metabolites in plant and their degradation in nature. In: Cadish, G. e Giller, K.E. (eds.). *Driven by Nature, Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 67–74.
- Harmon, M.; Hadelhoffer, R. e Blair, J. 1999. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. In: Robertson, G., Bledsoe, C., Coleman D. e Sollins, P. (eds.). *Standard Methods for long-term ecological research*. Oxford Press, New York. 202-240pp.
- Heneghan, L.; Coleman, D. C.; Zou, X.; Crossley Jr., D. A. e Haines, B.L. 1999. Soil microarthropod contribution to the decomposition dynamics: tropical-temperate comparisions of single substrate. *Ecology* 80(6): 1873-1882.

- Heneghan, L.; Miller, S.P.; Baer, S.; Callaham, M.A.; Montgomery, J.; Pavao-Zuckerman, M.; Rhoades, C.C. e Richardson, S. 2008. Integrating Soil Ecological Knowledge into Restoration Management. *Restoration Ecology* 16(4): 608–617.
- Herrick, J.E.; Schumanb, G.E. e Rangoa, A. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161—171
- Hodkinson, I.D. e Jackson, J.K. 2005. Terrestrial and Aquatic Invertebrates as Bioindicators for Environmental Monitoring, with Particular Reference to Mountain Ecosystems. *Environmental Management* 35(5): 649–666.
- Hooper, D.U.; Bignell, D. E.; Brown, V. K.; Brussaard, L.; Dangerfield, J. M.; Wall, D.H.; Wardle, D.A.; Coleman, D.C.; Giller, K.E.; Lavelle, P.; Van Der Putten, W.H.; De Ruiter, P.C.; Rusek, J.; Silver, W.L.; Tiedje, J.M e Wolters, V. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanism, and feedbacks. *Bioscience* 50(12): 1049-1061.
- Huhta, V. 2007. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. *Pedobiologia* 50: 489—495.
- Hui, D.; Zhang, D. e Norby, R.J. 2011 Field litter decomposition rate estimation: Does incubation starting time matter? *International Conference on Multimedia Technology*. 1558-1560 p.
- Hurvich, C.M. e Tsai, C.L. 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76(2): 297-307.
- Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística. 2007. Manual técnico de Pedologia. 2ª ed. IBGE, Rio de Janeiro.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual técnico da Vegetação brasileira. 2ª ed. IBGE, Rio de Janeiro.
- Jacot, A.P. 1940. The Fauna of the Soil. *The Quarterly Review of Biology* 15(1): 28-58.
- Janzen, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical restoration project. *Restoration Ecology* 5(2):115-124.
- Joffre, R.; Agren, G.I.; Gillon, D. e Bosatta, E. 2001. Organic matter quality in ecological studies: theory meets experiment. *Oikos* 93: 451-458.

- Johnson, J.B. e Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2): 101-108.
- Jones, C.G.; Lawton, J.H. e Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Kageyama, P.Y e Castro, C.F. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. *IPEF* 41/42: 83-93 P.
- Kageyama, P.Y.; Gandara, F.B. e Souza, L.M.I. 1998. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série Técnica IPEF* 12(32): 65-70.
- Kainulainen, P. e Holopainen, J.K. 2002. Concentrations of secondary compounds in Scots pine needles at different stages of decomposition. *Soil Biology e Biochemistry* 34: 37-42.
- Kataguirí, V.S. 2006. Restabelecimento da fauna edáfica e a qualidade da serapilheira na Floresta da USP – área de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual. 53 p. Dissertação de Mestrado em Ciências - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto.
- König, F.G.; Schumacher, M.V.; Brun, E.J. e Seling, I. 2002. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *R. Árvore* 26(4): 429-435.
- Kotchetkoff-Henriques, O. 2003. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: bases para a conservação. Tese de Doutorado, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto-USP. 208p.
- Kraus, E. C.; Dahlgren, R. A. e Zasoski, R. J. 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems - review. *Plant and Soil* 256: 41-66.
- Laganière, J.; Paré, D. e Bradley, R.L. 2010. How does a tree species influence litter decomposition? Separating the relative contribution of litter quality, litter mixing, and forest floor conditions. *Can. J. For. Res.* 40: 465-475.
- Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33: 3-16.

- Lavelle, P.; Blanchart, E.; Martin, A. e Martin, S. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25(2): 130-150.
- Leal, M.O. 2007. Relação entre o teor de taninos e a taxa de decomposição de serapilheira em uma mata estacional semidecidual e em uma recomposição florestal em Ribeirão Preto, SP. Monografia de conclusão do curso de Ciências Biológicas da FFCLRP-USP.
- Legendre, P e Legendre L. 1998. Numerical ecology. 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam. 853p.
- Li, L.J.; Zeng, D.H.; Yu, Z.Y.; Fan, Z.P.; Yang, D. e 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.
- Longcore, T. 2003. Terrestrial Arthropods as Indicators of Ecological Restoration Success in Coastal Sage Scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology* 11(4): 397-409.
- López-Barrera, F.; Armesto, J.J.; Williams-Linera, G.; Smith-Ramírez, C. e Manson, R.H. 2007. Fragmentation and edge effects on plant-animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: Biodiversity loss and conservation in fragmented forest Landscapes. Newton, A.C. ed. CAB International, Cambridge. 43-68p.
- Louzada, J.N.C.; Schoereder, J.H. e De Marco Jr, P. 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and *Eucalyptus* spp. crop in Brazil: a comparison. *Forest Ecology and Management* 94: 31-36
- Makkar, H.P.S.; Siddhuraju, P. e Becker, K. 2007. Plant secondary metabolites. Humana Press Inc., Totowa. 130p.
- Manzoni, S.; Piñeiro, G.; Jackson, J.B.; Jobbágy, E.G.; Kim, J.H. e Porporato, A. 2012. Analytical models of soil and litter decomposition: Solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology and Biochemistry* 50: 66-76.
- Martins, C.; Natal-da-Luz, T.; Souza, J.P.; Gonçalves, M.J.; Salgueiro, L. e Canhoto, C. 2013. Effects of essential oils from *Eucalyptus globulus* leaves on soil organisms involved in leaf degradation. *Plos One* 8(4): e61233.

- Mcglynn, T.P. e Poirson, E.K. 2012. Ants accelerate litter decomposition in a Costa Rican lowland tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 28(5): 437-443.
- Melillo, J.M.; Aber, J.D.; Linkins, A.E.; Ricca, A; Fry, B. e Nadelhoffer, K.J. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. *Plant Soil* 115: 189-198.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.* 8(3): 21-27.
- Meloni, F. 2012. Influência do desenvolvimento florestal sobre a comunidade edáfico-epígea de Arthropoda e a mirmecofauna: bases para a bioindicação do processo sucessional na restauração ecológica. Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão preto. 152p.
- Mendonça, J.F.B. 2006. Solo: substrato da Vida. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília. 156p.
- Menezes, C.E.G.; Correia, M.E.F.; Pereira, M.G.; Batista, I.; Rodrigues, K.M.; Couto, W.E.; Anjos, L.H.C. e Oliveira, I.P. 2009. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *R. Bras. Ci. Solo* 33: 1647-1656.
- Mesquita, R. C. G.; Workman, S. W. e Neely, C. L. 1998. Slow litter decomposition in a Cecropia-dominated secondary forest in Central America. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 167-175.
- Milcu, A. e Manning, P. 2011. All size classes of soil fauna and litter quality control the acceleration of litter decay in its home environment. *Oikos* 120: 1366–1370.
- Ministério do Meio Ambiente. 2000. Lei N° 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União publicado em 19/06/2000.
- Ministério do Meio Ambiente. 2009. Instrução Normativa nº 5, de 8 de setembro de 2009: dispõe sobre os procedimentos metodológicos para restauração e recuperação das Áreas de Preservação Permanentes e da Reserva Legal instituídas

pela Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965. Diário Oficial da União publicado em 9/9/2009.

- Moço, M.K.S.; Gama-Rodrigues, E.F.; Gama-Rodrigues, A.C. e Correia, M.E.F. 2005. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. R. Bras. Ci. Solo 29: 555-564.
- Moço, M.K.S.; Gama-Rodrigues, E.F.; Gama-Rodrigues, A.C.; Machado, R.C.R. e Baligar, V.C. 2010. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology* 46: 347–354.
- Molofsky, J. e Augspurger, C. K. 1992. The effect of litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecology* 73: 68-77.
- Moreira, F.M.S.; Huising, J. e Bignell, D.E. A handbook of tropical soil biology: sampling and characterization of below-ground biodiversity. Earthscan, London, 218p.
- Morellato, L.P.C. 1992. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I- Litterfall and litter standing crop. *Journal of Tropical Ecology* 8: 205-215.
- Nakamura, A.; Catterall, C.P.; House, A.P.N.; Kitching, R.L. e Burwell, C.J. 2007. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. *J. Insect Conser.* 11: 177–186.
- Nakamura, A.; Proctor, H. e Catterall, C.P. 2003. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management and Restoration* 4: 20-28.
- Nenadic, O. e Greenacre, M. 2007. Correspondence Analysis in R, with Two- and Three-dimensional Graphics: The CA Package. *Journal of Statistical Software* 20(3): 1-13.
- Odum, E.P. 1988. *Ecologia*. Editora Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro. 434p.
- Oliveira, E.M. e Souto, J.S. 2011. Mesofauna edáfica como indicadora de áreas degradadas. *Revista Verde* 6(1): 01-09
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.

- Pagano, S.N. 1989. Produção de folheto em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. *Rev. Brasil. Biol.* 49(3): 633-639.
- Pais, M.P.; Manço, A.D.G. e Varanda, E.M. Uma flora ilustrada: guia para as plantas do Museu do Café. Ed. Holos, Ribeirão Preto. 159p.
- Palacios-Vargas, J.G.; Castaño-Meneses, G.; Gómez-Anaya, J.A.; Martínez-Yrizar, A.; Mejía-Recamier, B.E. e Martínez-Sánchez, J. 2007. Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry forest ecosystem in Western Mexico. *Biodivers Conserv.* 16: 3703–3717.
- Paula, S.A. e Lemos Filho, J.P. 2001. Dinâmica do dossel em mata semidecídua no perímetro urbano de Belo Horizonte, MG. *Revta brasil. Bot.* 24(4): 545-551.
- Pellens, R. e Garay, I. 1999. Edaphic macroarthropod communitie in fast-growing plantations of *Eucaliptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. *Eur. J. Soil. Biol* 35(2): 77-89.
- Perez, G.; Aubert, M; Decaëns, T.; Trap, J. e Chauvat, M. 2013. Home-Field Advantage: A matter of interaction between litter biochemistry and decomposer biota. *Soil Biology & Biochemistry* 67: 245-254.
- Perez, G.; Decaëns, T.; Dujardin, G.; Akpa-Vinceslas, M; Langlois, E. e Chauvat, M. 2013. Response of collembolan assemblages to plant species successional gradient. *Pedobiologia* (no prelo).
- Pfeiffer, W.J. 1996. Litter invertebrates. In: The food web of a tropical rain forest. Reagan, P.D. e Waide, R.B. (eds). The University of Chicago Press. Chicago.
- Pik, A.J.; Oliver, I. e Beattie, A.J. 1999. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. *Australian Journal of Ecology* 24: 555–562.
- Pimenta, J. A.; Rossi, L. B.; Torezan, J. M. D.; Cavaleiro, L. A. e Bianchini, E. 2011. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25(1): 53-57.

- Pinto, S. I. C.; Martins, S. V.; Barros, N. F. e Dias, H. C. T. 2009. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de floresta estacional semidecidual na Reserva Florestal Mata do Paraíso em Viçosa, MG, Brasil. *R. Árvore* 33(4): 653-663.
- Poggiani, F. 1989. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas: implicações ecológicas das florestas plantadas. *Documentos Florestais* 3: 1-4.
- Provete, D.B.; Silva, F.R. e Souza, T.G. 2011. Estatística aplicada à ecologia usando o R. Apostila do PPG em Biologia Animal da UNESP, São José do Rio Preto.
- R Development Core Team. 2013. R a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Reis, A.; Zambonin, R.M. e Nakazono, E.M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. Caderno 14 da Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e Cetesb - Companhia de Tecnologia Ambiental.
- Resende, A.S.; Campello, E.F.C.; Silva, G.T.A.; Rodrigues, K.M.; Oliveira, W.R.D. e Correia, M.E.F. 2013. Artrópodes do solo durante o processo de decomposição da matéria orgânica. *Agronomia Colombiana* 31(1): 89-94.
- Resh, V.H. e Cardé, R.T. 2003. *Encyclopedia of insects*. Academic Press, San Diego. 1266p.
- Rey-Benayas, J.M.; Cayuela, L.; González-Espinosa, M.; Echeverría, C.; Manson, R.H.; Williams-Linera, G; Castillo, R.F.; Ramirez-Marcial, N.; Muñiz-Castro, M.A.; Blanco-Macías, A; Lara, A. e Newton, R.H. 2007. Plant diversity in highly fragmented forest landscapes in Mexico and Chile: Implications for conservation. In: *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest Landscapes*. Newton, A.C. ed. CAB International, Cambridge. 43-68p.
- Ribas, C.R.; Campos, R.B.F.; Schmidt, F.A. e Solar, R.R.C. 2012. Ants as indicators in Brazil a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring program. *Psyche*: 1-23.

- Rieff, G.G.; Machado, R.G.; Stroschein, M.R.D. e Sá, E.L.S. 2010. Diversidade de famílias de ácaros e colêmbolos edáficos em cultivo de eucalipto e áreas nativas. *R. Bras. Agrociência* 16(1-4): 57-61.
- Rodrigues, R.R.; Lima, R.A.F.; Gandofi, S. e Nave, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242–1251.
- Ruiz-Jaen, M.C. e Aide, T.M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology* 13(3): 569–577.
- Rupert, E.E.; Fox, R.S. e Barnes, R.D. 1993. *Zoologia dos invertebrados*. 6ª ed. Editora Roca, São Paulo. 1029 p.
- Rusek, J. 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity. Biodiversity and Conservation* 7: 1207-1219.
- Sanger, L.J.; Cox, P.; Splatt, P.; Whelan, M. J. e Anderson, J. M. 1997. The characterization of a lignin-derived organic matter fraction in soils developed under different vegetation types. *Journal of Applied Ecology* 34: 14-20.
- Sariyildiz, T. e Anderson, J. M. 2003. Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 391-399.
- Scherer-Lorenzen, M; Bonilla, J.L. e Potvin, C. 2007. Tree species richness affects litter production and decomposition rates in a tropical biodiversity experiment. *Oikos* 116: 2108-2124.
- Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Instituto Florestal. 2005. *Inventário florestal da vegetação do natural do estado de São Paulo*. Imprensa Oficial, São Paulo.
- Secretaria De Estado do Meio Ambiente. 2008. Resolução SMA 08, de 31 de janeiro de 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. *Diário Oficial da União* de 01 de fevereiro 2008.
- Selle, G.L. 2007. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. *Biosci. J.* 23(4): 29-39.

- Snyder, B.A. e Hendrix, P.F. 2008. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes, and isopods) in ecological restoration. *Restoration Ecology* 16(4): 629–636.
- Society For Ecological Restoration International Science And Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration (disponível em <http://www.ser.org>). Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.
- Souza, B. B. 2005. Estrutura de um trecho de mata estacional semidecidual - Mata de Santa Tereza - no município de Ribeirão Preto, SP. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras De Ribeirão Preto.
- Stork, N.E.; Samways, M.J. e Eeley, H.E.C. 1996. Inventorying and monitoring biodiversity. *Tree* 11(1): 39-40.
- Suguituru, S.S.; Souza, D.R.; Munhae, C.B.; Pacheco, R. e Morini, M.S.C. 2013. Diversidade e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em remanescentes de Mata Atlântica na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, SP. *Biota Neotrop.* 13(2): 141-152.
- Swain, T. 1979. Tannins and lignins. In: Rosenthal, G.A. e Janzen, D.H. (eds.), *Herbivores: their interaction with secondary plant metabolites*. Academic Press, New York, 718p.
- Tabarelli, M. e Peres, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165–176.
- Torreta, N. e Takeda, H., 1999. Carbon and nitrogen dynamics of decomposition leaf litter in tropical hill evergreen forest. *Eur. J. Soil Biol.* 35(2): 57-63.
- Triplehorn, C. A. e Johnson, N. F. 2007. Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects. 7th ed. Brooks Cole, Belmont. 864p.
- Van Soest, P. J. 1963a. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. I. Preparation of fiber residue of low nitrogen content. *Journal of the A.O.A.C.* 46: 825-829.

- Van Soest, P. J. 1963b. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of the A.O.A.C.* 46: 829-835.
- Varanda, E. M.; Pinto, J. M. R.; Oliveira, C.; Del'arco, D. J.; Ramos, L. C. G.; Barbieri, J. L.; Oliveira, H. e Silva, G. A. P. 1998. Implantação da floresta do campus em Ribeirão Preto. Projeto da Prefeitura do Campus Administrativo de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 31p.
- Vital, A.R.T.; Guerrini, I.A.; Franken, W.K. e Fonseca, R.C.B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *R. Árvore* 28(6): 793-800.
- Vitousek, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *Am. Natur.* 119(4): 553-572.
- Vohland, K. e Schroth, G. 1999. Distribution of the litter macrofauna in agroforestry and monoculture plantation in Central Amazonia as affected by plant species and management. *Applied Soil Ecology* 13: 57-68.
- Vos, V.C.A.; Ruijven, J.; Berg, M.P.; Peeters, E.T.H.M. e Berendse, F. 2013. Leaf litter quality drives litter mixing effects through complementary resource use among detritivores. *Oecologia* 173: 269–280.
- Wardle, D. A.; Yeates, G. W.; Barker, G. M. e Bonner, K. I. 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1052-1062.
- Warren, M.W. e Zou, X. 2002. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 170: 161-171.
- Werneck, M. S.; Pedralli, G. e Gieseke, L. F. 2001. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24(2): 195-198.

- Whittaker, R. H. 1965. Dominance and diversity in plant communities. *Science* 147: 250–260.
- Wieder, R.K. e Lang, G.E. 1982. A critique of the analytical method used in examining decomposition data from litter bags. *Ecology* 63(6): 1636-1642.
- Willett, T.R. 2001. Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology* 9(4): 410–420.
- Xuluc-Tolosa, F.J.; Vester, H.F.M.; Ramírez-Marcial, N.; Castellanos-Albores, J. e Lawrence, D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174: 401-412.
- Yeomans, J.C. e Bremner, J.M. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. in Soil Sci. and Plant Analysis* 19(13): 1461-1476.
- Zucker, W.V. 1983. Tannins: does structure determine function? An ecological perspective. *The Amer. Natur.* 121(3): 33-36.