

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

Efeitos da fauna de solo e dos teores de nitrogênio e carbono sobre a decomposição de três espécies pioneiras plantadas em uma área de restauração de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto, SP.



Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Área de Concentração: Entomologia.

RIBEIRÃO PRETO – SP

2010

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

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



Efeitos da fauna de solo e dos teores de nitrogênio e carbono sobre a decomposição de três espécies pioneiras plantadas em uma área de restauração de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto, SP.

Mônica de Oliveira Leal

Orientadora: Profa. Dra. Elenice Mouro Varanda

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Área de Concentração: Entomologia.

RIBEIRÃO PRETO - SP

2010

## FICHA CATALOGRÁFICA

Leal, Mônica de Oliveira

Efeitos da fauna de solo e dos teores de nitrogênio e carbono sobre a decomposição de três espécies pioneiras plantadas em uma área de restauração de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto, SP, 2010.

68 p.: il.; 30cm

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP. Área de Concentração: Entomologia.

Orientador: Varanda, Elenice Mouro

1. decomposição de serapilheira 2. relação carbono/nitrogênio 3. mesofauna edáfica 4. restauração de áreas degradadas.

### *Agradecimentos*

*Ao Programa de Pós Graduação em Entomologia, do Departamento de Biologia, da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto-USP, pelo suporte físico e intelectual.*

*Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela bolsa concedida.*

*Ao CEEFLORUSP por tornar possível a realização do trabalho na Floresta da USP.*

*À minha querida orientadora Elenice, pessoa justa e competente, que a convivência me ensinou a admirar e respeitar. Agradeço pela imensa paciência, pela amizade construída ao longo de todos esses anos e, principalmente, por acreditar em mim, na ciência e na educação.*

*Ao querido amigo Ricardo que de maneira sempre cuidadosa e habilidosa ofereceu valiosas contribuições enriquecendo o meu trabalho. Agradeço pela gigantesca paciência, pelo carinho, pela atenção e por todos os conselhos e ensinamentos.*

*Ao Prof. Dr. Rodrigo A. S. Pereira pela ajuda “estatisticamente significativa”.*

*Aos amigos Fabiana e Luciano pela inestimável ajuda com sugestões e discussões que muito enriqueceram o meu trabalho. Agradeço especialmente à querida Fabi pela amizade, por ser sempre tão prestativa e por todo o incentivo nos momentos que exigiram mais coragem.*

*À querida amiga Jú por todo o carinho, pelas divertidas e valiosas conversas e por toda paciência em ouvir os meus lamentos e repetir incansavelmente “vai dar tudo certo...”.*

*À minha querida amiga Manami sempre presente na minha vida apesar da distância.*

*Aos queridos amigos da Botânica que tornaram meus dias muito mais fáceis e alegres. Agradeço em especial ao Fê pela disponibilidade e gentileza em todos os momentos, à Lù por nos contagiar sempre com seu admirável bom humor, à Nati pelos descontraídos bate-papos*

*e à Nicole por todo carinho e apoio. Vocês fizeram com que minha passagem pela Botânica fosse imensamente prazerosa, divertida e rica!!*

*Aos amigos que por uma dessas gratas surpresas do acaso encontrei na Microbiologia, agradeço em especial à Vivi e à Si pelo carinho e apoio.*

*A todos os colegas que no decorrer de todos esses anos dividiram comigo o mesmo teto. Agradeço especialmente à Carol e à Preta.*

*À minha querida mãe Tita, grande amiga, pelo exemplo de amor, respeito, confiança e honestidade, pelo apoio integral e incondicional e por me ensinar que somos uma obra incompleta a caminho da completude...*

*Ao meu irmãozinho Caio por toda a paciência em me ouvir nos momentos de desespero, depressão e crises existenciais. Seu apoio, carinho e incentivo fizeram toda a diferença!! Ah, a ilustração da capa ficou linda, muito obrigada!!!*

*Enfim, agradeço imensamente a todas essas pessoas que fazem parte da minha vida e que de algum modo me incentivaram, iluminaram e inspiraram...*



A dog's eye view of decomposition and soil organic matter formation. Copyright 1962, reprinted by permission of United Feature Syndicate, Inc. Retirado do livro Soil Microbiology and Biochemistry, editado por Eldor A. Paul.

*"Somente quando a última árvore for cortada, o último peixe for pescado e o último rio poluído é que as pessoas perceberão que não se pode comer dinheiro"*

*Provérbio indígena*

## Sumário

Resumo .....	vi
Abstract.....	vii
1. Introdução.....	1
1.1. Ciclagem de nutrientes e fatores determinantes no processo de decomposição.....	1
1.2. Recomposição Florestal.....	7
2. Objetivos.....	11
3. Material e Métodos .....	12
3.1. Área de estudo .....	12
3.2. Confeção das bolsas de serapilheira e desenho experimental.....	12
3.3. Coletas .....	15
3.4. Análise das amostras coletadas.....	15
<i>Extração e identificação da fauna</i> .....	15
<i>Ensaio químicos</i> .....	16
3.5. Análise estatística .....	18
<i>Modelo de decaimento exponencial</i> .....	18
<i>Análise de variância e correlação</i> .....	19
<i>Índice de diversidade e de similaridade</i> .....	19
4. Resultados.....	21
4.1. Taxas de decomposição .....	21
4.2. Teores de carbono, de nitrogênio e relação carbono/nitrogênio.....	25
4.3. Decomposição e relação carbono/nitrogênio.....	27
4.4. Mesofauna da serapilheira.....	28
4.5. Decomposição, relação carbono/nitrogênio e mesofauna da serapilheira.....	33
4.6. Sucessão da mesofauna de decompositores.....	34
5. Discussão .....	37
5.1. O processo de decomposição de folhas de espécies pioneiras na Floresta da USP.....	37
5.1.1. Etapas do processo de decomposição.....	37
5.1.2. Decomposição das folhas das espécies <i>Croton urucurana</i> , <i>Cecropia pachystachya</i> e <i>Croton floribundus</i> .....	40
5.1.3. Decomposição da mistura de folhas das três espécies.....	44
5.2. Sucessão da mesofauna decompositores nas bolsas de decomposição .....	48
6. Conclusões.....	52
7. Referências Bibliográficas.....	54



## Resumo

O processo de decomposição é um evento de extrema importância no equilíbrio dos ecossistemas, particularmente em áreas em início de sucessão ecológica. Trata-se de um processo-chave na manutenção da fertilidade dos solos e na regulação do ciclo de nutrientes, sendo influenciado principalmente pelas características físico-químicas do ambiente, pela qualidade nutricional da serapilheira e pelos organismos decompositores. Para avaliar alguns aspectos dessa importante via de retorno de nutrientes aos solos, em uma área de restauração de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto/SP, foi utilizado o confinamento em bolsas de decomposição de folhas das espécies pioneiras *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Croton floribundus*. O estudo buscou avaliar as perdas de massa, a dinâmica da relação C:N e a sucessão da mesofauna decompositora nas três espécies pioneiras e compreender como as interações entre suas folhas podem influenciar o processo de decomposição. Para isso foram montadas bolsas com apenas uma das espécies e bolsas com uma mistura das três espécies. Os resultados indicaram que em escala local tanto a qualidade nutricional quanto a precipitação exercem grande influência sobre as taxas de decomposição. Acredita-se que, além da relação C:N, outros parâmetros químicos, possivelmente compostos secundários, influenciaram as perdas de massa. A análise da mistura das folhas das três espécies mostrou que a diversidade de espécies teve importância secundária na decomposição e confirmou a qualidade nutricional das espécies presentes na mistura como um importante regulador do processo de decomposição. Não foram verificadas evidências do efeito da mesofauna sobre as perdas de massa. Além disso, observou-se que no decorrer do processo de decomposição ocorreu uma sucessão dos artrópodos da mesofauna na colonização da serapilheira que, de acordo com o estabelecido na literatura, ocorre em resposta às alterações físico-químicas e à disponibilidade de nutrientes. Os representantes das ordens Thysanoptera e Psocoptera foram mais abundantes somente nos primeiros 120 dias, enquanto os Diplopoda, Hymenoptera e Coleoptera passaram a ser representativos a partir de 120 dias. Os ácaros oribatídeos aparecem somente após 30 dias e os não oribatídeos e colêmbolas mantiveram uma frequência relativamente constante no decorrer dos 360 dias de experimento. Os dados obtidos no estudo também evidenciaram que o processo de decomposição na Floresta da USP vem se restabelecendo rapidamente.

## Abstract

Decomposition process has a major relevance on ecosystems stability, particularly on early ecological succession areas. It is critical to soil fertility maintenance and regulation of nutrient cycling, and it is influenced mainly by the physicochemical environment, the substrate quality and the nature of decomposer community. Aiming the assessment of this important pathway of nutrient return to the soil on a restored area of Semideciduous Seasonal Forest in Ribeirão Preto, SP, Brazil, we evaluated leaf litter decomposition of three pioneer tree species, *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* and *Croton floribundus*. Specifically, the study focused on estimating mass loss, C:N ratio dynamics and decomposer mesofauna for each tree species as well examining how interactions among their leaves might influence leaf decomposition rates. For this, litterbags were filled with single-species leaves and also with a mixture of the three species leaves. The results suggest that, in local scale, decomposition rates are greatly influenced both by litter nutritional quality and precipitation. We suppose that other chemical parameters besides C:N ratios, perhaps secondary compounds, affected mass loss. Data obtained from mixed bags show that species diversity had secondary importance on decomposition process and that mixed litter nutritional quality is an important regulator of plant litter decomposition. It was found no evidence that decomposer mesofauna affects mass loss. Furthermore, shifts were observed on composition of arthropod mesofauna community during decomposition process, according to some studies established in response to physicochemical changes and nutrients availability. Thysanoptera and Psocoptera were more abundant only on the first 120 days of decomposition, whereas Diplopoda, Hymenoptera and Coleoptera started to become representative from that same period. Oribatid mites appeared only after 30 days; non-oribatid mites and Collembola maintained relatively constant frequencies during all the experiment (360 days). Our results show that decomposition process on Floresta da USP has been rapidly reinstated.

## 1. Introdução

### 1.1. Ciclagem de nutrientes e fatores determinantes no processo de decomposição

Para a existência da vida em nosso planeta é fundamental que ocorra uma constante ciclagem de elementos presentes na biosfera, tais como o carbono, o nitrogênio, o oxigênio e a água (Bormann & Likens, 1967). A ciclagem desses elementos essenciais é resultado de um conjunto de processos interconectados de modo que um mesmo recurso nutricional possa ser utilizado em sucessivos períodos de fixação de energia (Delliti, 1995). Uma ruptura nos padrões de ciclismo pela atividade humana pode alterar a disponibilidade desses elementos e, conseqüentemente, limitar a produtividade em um ecossistema (Vitousek *et al.*, 1997).

Os ciclos de carbono e nitrogênio, dois dos ciclos mais importantes para a manutenção e funcionamento de um ecossistema, têm grande influência sobre o crescimento da vegetação e atuam em importantes processos biológicos (Vitousek *et al.*, 1997; Luo *et al.*, 2006). A disponibilização desses dois elementos, nas formas de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), é possível por meio da ciclagem de nutrientes, principalmente em ecossistemas terrestres (Stevenson & Cole, 1986).

A decomposição é um dos mais importantes processos ecológicos em ecossistemas terrestres. O termo decomposição é definido como o processo biológico de desintegração da matéria orgânica, em que ocorre a mineralização dos compostos orgânicos complexos em compostos inorgânicos mais simples (Barbhuiya *et al.*, 2008). Trata-se de um processo chave na manutenção da fertilidade dos solos (Lavelle *et al.*, 1993) e na regulação do ciclo de nutrientes (Shiels, 2006), eventos de extrema importância no equilíbrio dos ecossistemas, particularmente em áreas em início de sucessão ecológica (Ewel, 1976).

Na maioria dos ecossistemas terrestres menos de 10% da produção primária, ou seja, da biomassa produzida pelas plantas, é aproveitada por herbívoros (Mason, 1990), sendo os 90% restantes depositados no solo formando a chamada serapilheira. Assim, grande parte do processo de retorno de matéria orgânica e nutrientes ao solo florestal se dá por meio da produção da serapilheira, considerada a via mais importante de transferência de elementos essenciais da vegetação para o solo (Vital *et al.*, 2004).

Inicialmente, pesquisas que tinham como objeto de estudo os processos de decomposição em ecossistemas terrestres buscavam entender tais processos com o intuito apenas de melhorar as práticas de manejo do solo para agricultura. Atualmente, o crescente interesse por aspectos da ciclagem de nutrientes está relacionado não apenas à sustentabilidade na agricultura, mas também ao manejo de agroflorestas e florestas (Heal *et al.*, 1997).

De modo geral, as características físico-químicas do ambiente, a qualidade nutricional da serapilheira e a estrutura da comunidade de organismos decompositores parecem ser fatores determinantes no processo de decomposição da matéria orgânica e liberação de nutrientes (Blair *et al.*, 1990; Kainulainen & Holopainen, 2002; Monteiro & Gama-Rodrigues, 2004; Das & Joy, 2009), sendo a importância relativa de cada um desses fatores variável dentro e entre áreas, o que acaba por resultar em um sistema hierárquico de controle (Lavelle *et al.*, 1993).

Em escala global, as diferenças na temperatura, na precipitação anual e na evapotranspiração explicam cerca de 71% da variação nas perdas de massa da serapilheira (Dyer *et al.*, 1990; Aerts, 1997). Já em escala local, a composição química da serapilheira parece ser o principal regulador do processo de decomposição (Berg, 2000).

A qualidade nutricional do folhicho depositado nos solos tem substancial impacto nas taxas de decomposição e, a longo prazo, pode afetar tanto o funcionamento quanto a sucessão

primária em um ecossistema (Shiels, 2006). Para alguns autores como Hirobe *et al* (2004), a qualidade nutricional do substrato é, possivelmente, um dos fatores mais relevantes no processo de decomposição. Diferenças entre composição química e propriedades físicas de folhas de diferentes espécies afetam de modo distinto a abundância, a composição e a atividade da fauna decompositora (Blair *et al.*, 1990; Gartner & Cardon, 2004; Wardle *et al.*, 2006).

A qualidade do substrato pode ser determinada com base em uma grande variedade de indicadores químicos, que vão desde algumas classes de compostos orgânicos até elementos químicos (Melillo *et al.*, 1982). Na maioria dos experimentos de decomposição, tanto os teores de nitrogênio quanto os de carbono são utilizados como indicadores de qualidade da serapilheira (Joffre *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2008), sendo estes amplamente estudados em sistemas florestais (Sariyildiz & Anderson, 2003). Muitos estudos confirmam inclusive que os teores desses elementos controlam a perda de massa e a dinâmica de nitrogênio durante a decomposição (Deng *et al.*, 2009).

As dinâmicas do nitrogênio e do carbono presentes na camada de serapilheira têm um grande impacto sobre os solos florestais, pois no decorrer do processo de decomposição, a mineralização desses nutrientes predomina sobre a imobilização e a serapilheira, gradualmente, se torna fonte de nitrogênio e carbono orgânicos (Ball *et al.*, 2009; Deng *et al.*, 2009). Em alguns estudos, por exemplo, o conteúdo inicial de nitrogênio e a relação carbono/nitrogênio são os primeiros parâmetros químicos utilizados para prever as taxas de decomposição (Loranger *et al.*, 2002) e a ação dos organismos decompositores (Zhang *et al.*, 2008). Além disso, tanto os conteúdos de nitrogênio quanto os de carbono orgânico variam nos diferentes estágios da decomposição, sendo tal informação importante para se entender a transferência de energia e a sucessão da fauna decompositora (Bocock, 1964).

O solo é um recurso natural da maior importância para uma série de processos biológicos como produção vegetal, ciclagem de matéria orgânica e nutrientes, armazenamento de carbono e água e liberação de óxidos nitrosos, CO<sub>2</sub> e metano (Lavelle, 1996). Possivelmente, é no solo que reside a maior parte da biodiversidade, dificilmente vista à olho nu, mas extremamente importante na manutenção de um ecossistema. Os membros que constituem a fauna edáfica formam um grupo bastante diverso e numeroso, representando 23% da diversidade total dos organismos vivos descritos até hoje (Decaëns *et al.*, 2006). Esse grupo de organismos tem representantes que pertencem aos mais variados níveis tróficos e desempenham os mais diversos papéis ecológicos (Longcore, 2003; Coleman *et al.*, 2004), sendo classificados de diferentes modos por diversos autores.

Por exemplo, os organismos do solo podem, de acordo com suas preferências alimentares, serem divididos em: saprófitos primários, que secretam enzimas digestivas no meio, a fim de solubilizar o substrato, representados por bactérias e fungos; fragmentadores, que facilitam o acesso ao substrato de outros saprófitos primários e a penetração no solo, incluem uma grande diversidade de artrópodes, anelídeos e alguns mamíferos; detritívoros, que se alimentam de micro partículas de matéria orgânica disponibilizadas depois da fragmentação e são representados por protozoários, nematóides, oligoquetas, entre outros; consumidores ou saprófitos secundários, responsáveis pela maior parte da biomineralização que ocorre no solo, incluindo espécies que se alimentam de saprófitos primários, fragmentadores e detritívoros (Adl, 2003).

Outro critério adotado para classificação da fauna edáfica é aquele com base no tamanho dos organismos. Assim, a microfauna corresponde aos organismos com diâmetro do corpo inferior a 100µm; a mesofauna, aos invertebrados com tamanho entre 100µm e 2 mm e a macrofauna, aos invertebrados com tamanho entre 2 e 20 mm.

Já Lavelle (1996), para melhor compreender a fauna edáfica propôs um modelo, no qual dividiu os organismos do solo em quatro grupos de acordo com sua função e natureza da interação que desenvolvem com outros organismos: (1) microorganismos, grupo composto por fungos e bactérias, que têm a capacidade de digerir qualquer substrato no solo e possuem uma estreita relação com os invertebrados edáficos; (2) micropredadores, invertebrados com diâmetro do corpo inferior a 0,2mm, grupo formado por protozoários e nematóides; (3) transformadores de serapilheira, incluem os artrópodes da mesofauna (menores que 2mm) e invertebrados maiores que 2mm (macrofauna) que assimilam os metabólitos liberados pela microflora e, em uma escala maior de tempo, têm importante papel na formação dos solos; (4) engenheiros do ecossistema, incluem um pequeno número de grandes invertebrados, principalmente minhocas, formigas e cupins, que possuem grande mobilidade, criam suas próprias galerias e rompem as estruturas dos horizontes minerais e orgânicos do solo, sendo suas relações com os outros grupos de organismos do solo bastante importante na mineralização de nutrientes.

A investigação dos organismos que fazem parte das comunidades edáficas mostra que existem inúmeras possibilidades de estudo que vão desde o entendimento das interações entre as espécies, das distribuições espacial e temporal das mesmas, até a participação desses organismos nos processos de decomposição de matéria orgânica (Coleman *et al.*, 2004).

A participação no processo de ciclagem de nutrientes é um dos mais importantes papéis ecológicos da biota do solo. Ao longo do processo de decomposição, as mudanças químicas e físicas da serapilheira têm como consequência o aparecimento de uma sucessão de organismos decompositores próprios a cada estágio de decomposição (Mason, 1980). Tal fato mostra a necessidade de entender como as funções desempenhadas por esses organismos, em cada estágio, contribuem para a ciclagem de matéria orgânica.

Vale enfatizar que, embora a decomposição de serapilheira seja considerada por muitos autores como um bom descritor de ecossistemas por constituir a mais importante via de retorno de nutrientes aos solos florestais (Köning *et al.*, 2002), estudos abrangentes sobre esse processo que verifiquem a qualidade nutricional e a fauna decompositora, como o de Kataguirí (2006), ainda são raros em áreas que se encontram em recuperação.

Além disso, trabalhos que busquem entender as interações entre folhas de diferentes espécies durante a decomposição são também necessários, uma vez que as espécies não se encontram isoladas dentro dos ecossistemas e que mudanças químicas e físicas na mistura de folhas podem influenciar tanto as taxas de decomposição, quanto a estrutura e a atividade da comunidade decompositora (Gartner & Cardon, 2004).

Segundo Longcore (2003) há uma relação bastante íntima entre as características da vegetação e a estrutura da comunidade de artrópodes edáficos, sendo a segunda fortemente influenciada pelas condições criadas pela comunidade de plantas. Jansen (1997) afirma que a fauna de solo é, potencialmente, um bom indicador do sucesso de um projeto de restauração ecológica, pois é sensível ao microclima e tem um importante papel no ciclo de nutrientes, sendo assim fundamental no funcionamento de um ecossistema florestal.

Outro aspecto a ser destacado é a importância do estudo da ciclagem de nutrientes em espécies pioneiras, já que são essas as espécies inicialmente responsáveis pelo aporte de matéria orgânica no solo. O grande potencial de crescimento e absorção de nutrientes das espécies presentes no início da sucessão florestal é responsável por importantes modificações ambientais (Gonçalves *et al.*, 2003) em áreas reflorestadas.



## 1.2. Recomposição Florestal

Durante séculos a intervenção humana vem provocando um efeito desestabilizador nos ecossistemas naturais. Dentre todas as alterações que vêm ocorrendo nas florestas em todo o mundo, destaca-se a fragmentação de remanescentes florestais em pedaços progressivamente menores, isolados por áreas tomadas pelo desenvolvimento agrícola, industrial e urbano (Reis *et al.*, 2006).

A Mata Atlântica, uma das maiores e mais heterogêneas florestas tropicais do Brasil, originalmente cobria um território de aproximadamente 150 milhões de hectares (cerca de 17,4% do território brasileiro), incluindo uma larga variedade de fisionomias florestais, distribuídas em diferentes latitudes e condições climáticas (Metzger, 2009). No entanto, atualmente restam apenas cerca de 7% da sua cobertura vegetal original (Tabarelli *et al.*, 2005).

Por possuir um solo altamente fértil e um relevo favorável à agricultura, desde os primórdios da colonização esse bioma vem sendo incrivelmente devastado (Engel & Parrota, 2001); inicialmente pela extração do pau-brasil, seguida pelos ciclos da cana-de-açúcar, do algodão e do café, aliados aos intensos processos de urbanização. Até hoje, os últimos remanescentes de Mata Atlântica encontram-se sob intensa ação antrópica e correm risco eminente de extinção (Morellato, 2000; Tabarelli *et al.*, 2005).

O Estado de São Paulo originalmente possuía 81,8% do seu território coberto pela Floresta Atlântica (Victor, 1975). Hoje, o bioma no Estado é representado por 14,98% de remanescentes de Mata Atlântica (<http://www.inpe.br/>, acessado em agosto de 2010).

Na região de Ribeirão Preto, a Mata Atlântica ocorre principalmente na forma de mata mesófila estacional semidecidual (Kotchetkoff-Henriques, 2003), sendo que restam dessa

formação apenas pequenos fragmentos isolados (Kotchetkoff-Henriques *et al.*, 2005), que têm em seu entorno uma paisagem dominada pela monocultura canavieira e pelos centros urbanos.

Diante desse quadro de intensa e constante destruição de um dos biomas mais ricos em biodiversidade do planeta (<http://www.sosma.org.br/>, acessado em agosto de 2010), tanto o manejo dos fragmentos remanescentes quanto a restauração de áreas degradadas vêm sendo considerados meios bastante eficientes para conservar e recuperar a diversidade biológica (Etter *et al.*, 2005).

Embora a recuperação de áreas degradadas seja uma prática bastante antiga, há apenas duas décadas essa prática começou a ser considerada pela comunidade científica uma área de conhecimento, denominada por alguns pesquisadores de Restauração Ecológica (Young *et al.*, 2005).

A Restauração, como definida por Engel & Parrota (2003), não deve ter a pretensão de refazer uma floresta exatamente igual à que existia antes, mas sim colocar no campo uma composição de espécies de forma que forneça condições para que essa nova comunidade tenha maior probabilidade de se desenvolver e se auto-renovar. Segundo Parrota (1993), os objetivos primordiais de uma Restauração Ecológica devem ser o de facilitar, acelerar e direcionar os processos sucessionais naturais, aumentar a produtividade biológica, reduzir o processo de erosão e aumentar a fertilidade do solo e o controle biótico sobre os fluxos biogeoquímicos.

Geralmente, para avaliar o sucesso de uma Restauração Ecológica são utilizados atributos como diversidade, estrutura da vegetação ou processos ecológicos, que são comumente avaliados por meio do estudo da ciclagem de nutrientes e das interações biológicas (Jaen & Aide, 2005). Acredita-se que entender e restabelecer processos biogeoquímicos, como produção primária e decomposição, que estão entre os mais

importantes benefícios ecológicos produzidos pelos ecossistemas (Hector *et al.*, 2000), é fundamental para o sucesso de uma recomposição florestal.

Deste modo, ressalta-se a importância do desenvolvimento de estudos sobre processos ecológicos como a decomposição de folhas de espécies nativas em áreas em recuperação. O melhor entendimento desses processos pode tanto contribuir para a escolha das espécies a serem implantadas, principalmente no que se refere ao processamento de matéria e energia, quanto evidenciar aspectos da dinâmica dessas áreas, cujo conhecimento é de extrema importância para o seu manejo adequado.

## 2. Objetivos

Partindo-se da hipótese que a decomposição é um processo de grande importância para a restauração ecológica de ecossistemas florestais e que a qualidade nutricional e a estrutura da comunidade de organismos decompositores podem ser fatores determinantes deste processo, o trabalho se propôs a:

- avaliar a taxa de decomposição e as dinâmicas de carbono e nitrogênio em folhas de três espécies pioneiras;
- avaliar a interação entre as folhas destas três espécies em uma mistura;
- avaliar a colonização da serapilheira pela mesofauna decompositora e a possível preferência por folhas de uma determinada espécie.

### 3. Material e Métodos

#### 3.1. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em uma das áreas da Floresta da USP, localizada no *campus* da Universidade de São Paulo, no município de Ribeirão Preto, SP, entre as coordenadas 21°5' a 21°15' S e 47°50' a 47°55' W.

No período de 1971 a 1986, aproximadamente 100 hectares do *campus* foram arrendados às fazendas vizinhas para o cultivo de cana-de-açúcar (Varanda *et al.*, 1998). Nos anos subseqüentes foi proposta a redução gradativa dessa área, que seria substituída por um reflorestamento heterogêneo de espécies nativas.

Atualmente, com o projeto de reflorestamento já implantado, a Floresta da USP é uma área com aproximadamente 75 hectares, nos quais foram plantadas, entre os anos de 1997 e 2004, mais de 60 espécies arbóreas nativas de mata mesófila estacional semidecidual.

A implantação da Floresta foi dividida em duas fases, a primeira ocorreu entre os anos de 1997 e 1998, em que foram plantadas 60 espécies nativas entre pioneiras e secundárias em uma área de 30 hectares. Nessa fase não houve a preocupação com a origem das mudas, sendo o principal objetivo a cobertura do solo baseada no plantio heterogêneo fundamentado em aspectos sucessionais.

Na segunda fase foi implantada uma área denominada Banco Genético com 45 hectares, dividida em três módulos. No módulo **A** o plantio ocorreu em 2000 e 2001, no módulo **B** em 2001 e o módulo **C** foi implantado em 2003 e 2004. Em toda a área do Banco Genético, no total, foram plantadas mudas de 45 espécies nativas oriundas de sementes de 25 matrizes diferentes, localizadas em mais de 400 locais, a maioria em remanescentes de

de floresta estacional semidecidual das bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. Dessas árvores, 70% faziam parte do grupo das pioneiras, enquanto que 30% eram espécies não pioneiras. Os objetivos da implantação dessa segunda fase foram não somente ampliar a cobertura vegetal do município, mas também resgatar e conservar a diversidade genética, de modo a formar um banco genético que sirva como futuro fornecedor de sementes para recomposições florestais na região.

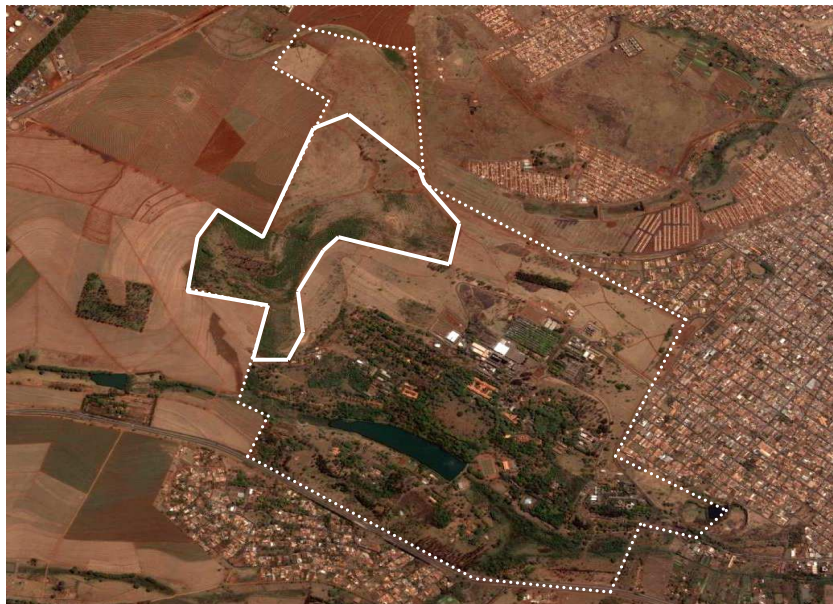


Figura 1 – Floresta da USP (linha cheia) no interior do *campus* da USP (linha pontilhada).  
Fonte: Google Earth (acessado em maio de 2009).

Para a coleta dos dados foi escolhido o módulo **B** do Banco Genético, atualmente com nove anos de idade.

### 3.2. Confeção das bolsas de serapilheira e desenho experimental

Para responder às questões levantadas no estudo, utilizou-se o confinamento da serapilheira em bolsas com malha de 2mm e dimensões de 20cm x 24cm (figura 2), o que

permitiu a entrada apenas da micro e da mesofauna decompositora. Segundo Mason (1980), este é um método amplamente utilizado em estudos de decomposição.



Figura 2 – Bolsa de decomposição de aço inoxidável com 2mm de malha.

Dentro de uma floresta, a distribuição espacial das espécies arbóreas é bastante variável e tais variações resultam em diferenças na qualidade e na quantidade de serapilheira produzida (Rothe & Binkley, 2001). O modelo de plantio seguido na Floresta da USP consistiu na implantação de uma linha somente de espécies pioneiras alternada com uma linha de espécies não pioneiras e pioneiras, plantadas simultaneamente (Varanda *et al.*, 1998).

Assim, foram utilizadas três espécies do grupo sucessional das pioneiras: *Cecropia pachystachya* Trec. (embaúba); *Croton floribundus* Spreng (capixingui) e *Croton urucurana* Baill. (sangra d'água), sendo tal escolha feita com base no desenho de plantio da Floresta da USP, a partir do qual se pôde observar que essas três espécies encontravam-se na maior parte das vezes próximas.

*Cecropia* é um dos três gêneros mais bem estudados do Neotrópico (Brokaw, 1998), sendo bastante encontrado em áreas perturbadas e encaixando-se perfeitamente na definição de pioneira, o que o torna interessante para estudos de sucessão ecológica e ecologia de áreas perturbadas (Shiels, 2006). *Croton* é um dos mais diversos gêneros da família Euphorbiaceae, compreendendo mais de 800 espécies presentes nos trópicos e subtropicais, sendo caracterizado bioquimicamente pela presença de alcalóides, terpenóides (Webster, 1993) e outros compostos que têm inclusive atividade antibiótica (Peres *et al.*, 1997).

No período de fevereiro a abril de 2008 foram coletadas folhas das três espécies, por meio da agitação dos galhos das árvores e do recolhimento de folhas em processo de abscisão. A escolha apenas do material foliar para compor as bolsas de decomposição deveu-se ao fato da fração foliar ser o principal componente da serapilheira (Pagano & Durigan, 2000). Após a coleta, o material foi levado ao laboratório e seco ao ar livre. Para a determinação da massa seca foliar foram retiradas dez alíquotas de cada grupo de folhas. As alíquotas foram pesadas e levadas à estufa a 60°C para secagem até peso constante.

No mês de maio de 2008 foi confeccionado um total de duzentas e quarenta bolsas de decomposição, com oito gramas de massa seca de folha cada. Foram montadas 60 bolsas com cada um dos tipos foliares: *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e mistura das três espécies, sendo que na mistura a proporção de massa seca foliar de cada uma das espécies foi exatamente igual.

No local de estudo (módulo **B** do Banco Genético) foram sorteados dez pontos e em cada um deles foi colocado um conjunto de bolsas. Cada conjunto possuía quatro fios de nylon presos no centro por uma estaca, onde foram fixadas as bolsas de decomposição. Em cada fio foram fixadas seis bolsas com um tipo foliar (Figura 3).

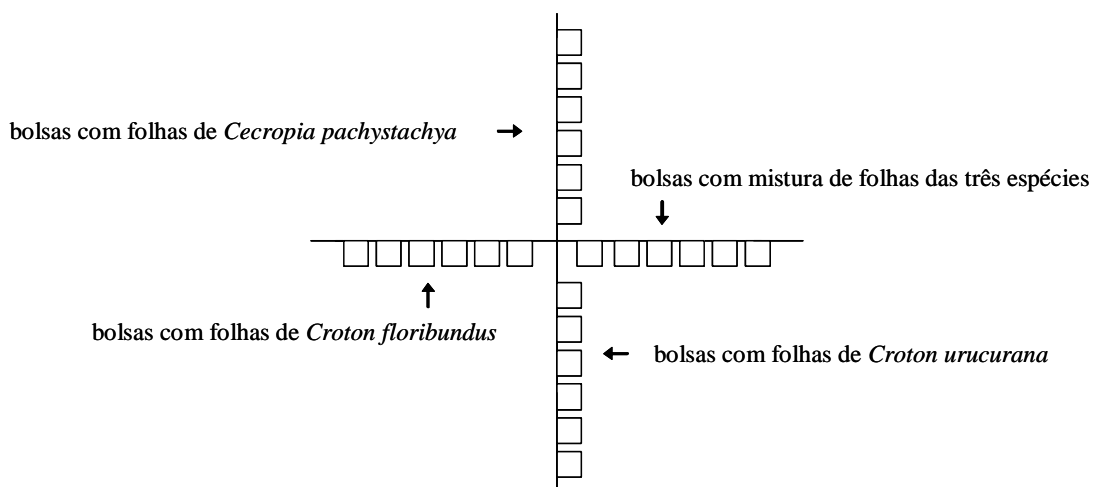


Figura 3 – Esquema da distribuição das bolsas de decomposição em um cada ponto na área.



### 3.3. Coletas

As bolsas foram colocadas na área de estudo no início do mês de junho/2008. As duas primeiras coletas foram realizadas nos meses de julho (após 30 dias) e agosto (após 60 dias), as duas seguintes nos meses de outubro (após 120 dias) e dezembro (após 180 dias) e as duas últimas nos meses de março (após 270 dias) e junho de 2009 (após 360 dias). Em cada uma das seis coletas foi retirada uma bolsa de decomposição de cada um dos tipos foliares em cada um dos dez pontos, somando-se um total de quarenta bolsas por coleta.

### 3.4. Análise das amostras coletadas

#### *Extração e identificação da fauna*

Após cada coleta, o conteúdo foliar foi retirado cuidadosamente de cada bolsa e colocado por cinco dias em um funil de Berlese-Tullgren (figura 4A), modificado para a extração da fauna. Após a extração, as amostras de fauna foram armazenadas em etanol 70% e, posteriormente, examinadas em estereomicroscópio para triagem e identificação com o auxílio das chaves presentes em Triplehorn & Johnson (2005).

Depois da extração da fauna o conteúdo de cada bolsa foi limpo em água, com pincéis e pinças (figura 4B) e desidratado em estufa a 60°C até peso constante. Após determinação da massa seca o material foi pulverizado e, posteriormente, realizaram-se os ensaios químicos de nitrogênio e carbono.



Figura 4 – (A) Funil de Berlese-Tüllgren. (B) Limpeza das folhas após a coleta.

### *Ensaio químico*

Em cada coleta foram retiradas do campo quarenta amostras, sendo cada amostra ensaiada três vezes em laboratório para a determinação dos teores de nitrogênio e três para a determinação de carbono.

#### *- Teores de nitrogênio*

A técnica utilizada para dosagem do teor de nitrogênio foi a de Allen (1972). Neste método 250mg de catalisador misto (sulfato de cobre, sulfato de potássio e selênio) são adicionados a 300mg de material pulverizado e seco. A mistura é colocada em um tubo digestor, onde se adiciona 5ml de ácido sulfúrico concentrado. Os tubos são colocados em um bloco digestor, no qual a temperatura é elevada em 50°C a cada 15 minutos até atingir 350°C, temperatura na qual os tubos permanecem por duas horas e meia. Em seguida, após o resfriamento, o conteúdo de cada tubo é transferido para um balão volumétrico, sendo o volume completado com água destilada até 50ml. Posteriormente, em um novo tubo, são adicionados 4ml desta solução e 15ml de hidróxido de sódio 46%. O tubo é levado ao destilador por 10 minutos e, o material destilado é recolhido em um erlenmeyer com 10ml de ácido bórico 2% e três gotas de indicador misto. Em seguida o material do erlenmeyer é

titulado com ácido clorídrico 0,05N até a viragem da cor verde para a rosa. Calcula-se o teor de nitrogênio por meio 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

$V_b$  = 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

#### - Teores de carbono

Os teores de carbono foram determinados utilizando-se a técnica de Yeomans & Bremner (1988) modificada por Pereira *et al.* (2006). Em um tubo digestor são colocados 25mg de material pulverizado e 5ml de solução de dicromato de potássio 0,2M; lentamente são adicionados 7,5ml de ácido sulfúrico concentrado. Os tubos são colocados em um bloco digestor a 170°C por meia hora. O conteúdo de cada tubo é transferido para um erlenmeyer, sendo o volume completado com água destilada até 50ml. Em seguida, são adicionadas três gotas de indicador difenilamina e 1ml de ácido fosfórico concentrado. A solução é titulada com solução de Mohr até o ponto de viragem do azul para o verde. O teor é determinado através da fórmula:

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

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

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

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

### 3.5. Análise estatística

Todas as análises abaixo descritas foram realizadas a partir do programa R (Language Environment for Statistical Computing). Para o cálculo dos índices de diversidade e similaridade foi utilizado o pacote *vegan* e para traçar o diagrama de interações foi utilizado o pacote *bipartite* deste programa.

#### *Modelo de decaimento exponencial*

Uma das análises freqüentemente utilizada em trabalhos sobre decomposição é o ajuste a modelos matemáticos, que estimam constantes que descrevem a perda de massa ao longo do tempo. Tais modelos ajudam a descrever a decomposição de forma mais simplificada e assim facilitam comparações (Ezcurra & Becerra, 1987).

Assim, os dados do experimento foram ajustados a um modelo de decaimento exponencial simples (equação 1), discutido por Olson (1963), no qual se assume que a proporção de massa perdida por unidade de tempo é constante.

$$X_0/X_t = e^{-kt} \quad (1)$$

Onde:  $X_t$  = massa remanescente no tempo  $t$ ;  $X_0$  = massa inicial;  $e$  = base dos logaritmos naturais e  $k$  = constante de decomposição.

Os dados foram ajustados ao modelo por meio de uma regressão não linear dos valores de massa remanescente ao longo do tempo. O objetivo foi avaliar se os dados observados se inseriam no modelo exponencial escolhido, para poder deste modo, validar as interpretações feitas com base na constante  $k$ .

Além disso, calculou-se o  $k$  esperado para a mistura de folhas assumindo que não ocorreram interações. Segundo Hui & Jackson (2009), a massa remanescente esperada para

uma mistura de folhas é calculada com sendo a média das massas remanescentes das espécies presentes nessa mistura, quando não há interações entre estas.

### ***Análise de variância e correlação***

Foi aplicada aos dados de massa remanescente uma análise de variância (ANOVA) para avaliar se, em algum momento do experimento, existiram diferenças entre os processos de decomposição dos tipos foliares. Para detectar diferenças entre as densidades de organismos (indivíduos  $\text{grama}^{-1}$  de massa seca) e entre as relações C:N dos tipos foliares, também foram realizadas análises de variância com os dados obtidos em cada um dos períodos de coleta (30, 60, 120, 180, 270, 360 dias). Além disso, foram realizadas análises de variância para verificar possíveis diferenças na relação inicial C:N e na densidade total de organismos dos tipos foliares. Quando necessário, comparações múltiplas entre pares de médias foram realizadas por meio do teste post hoc Tuckey HSD.

Foram traçados diagramas de dispersão e realizados testes de correlação de Pearson entre as variáveis massa remanescente e relação C:N. Também, foram realizados testes de correlação entre massa remanescente e densidade de artrópodos e entre relação C:N e densidade de artrópodos.

### ***Índice de diversidade e de similaridade***

Uma medida de diversidade é um parâmetro extremamente reducionista, que tem o objetivo de expressar toda a complexidade estrutural, a riqueza específica e as interações bióticas e abióticas de uma comunidade ecológica através de um único número, não havendo ainda, uma maneira melhor estabelecida de expressar a biodiversidade de uma comunidade como um todo (Martins & Santos, 1999).

Para verificar a diversidade de organismos da fauna edáfica (morfoespécies), nas bolsas de decomposição de cada um dos tipos foliares, utilizou-se o índice de diversidade de Simpson (equação 2)

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s P_i^2 \quad (2)$$

Onde  $P_i$  = frequência relativa

O índice de Simpson pode ser usado para comparar diferentes comunidades de modo independente do modelo de distribuição de abundância, não sendo influenciado pelo tamanho da amostra. Trata-se de um índice que dá mais peso às espécies comuns e expressa a probabilidade de que dois indivíduos tomados de uma comunidade de modo independente e aleatório pertençam a uma mesma espécie (Martins & Santos, 1999).

Para avaliar a similaridade entre as morfoespécies encontradas nos diferentes tipos foliares foi utilizado o índice de similaridade Morisita-Horn, que não é muito influenciado pela riqueza e pelo tamanho amostral, mas é influenciado pela abundância da espécie dominante.

Por fim, foi traçado um gráfico bipartido para melhor visualizar e compreender como se deu a sucessão da fauna decompositora no decorrer do experimento.

## 4. Resultados

### 4.1. Taxas de decomposição

*Croton urucurana* foi a espécie que apresentou a maior perda de massa, cerca de 70%, no decorrer dos 360 dias de experimento, enquanto *Cecropia pachystachya* foi a espécie que apresentou a menor perda tendo ao final do experimento, aproximadamente 50% de sua massa inicial. Além disso, para todas as amostras observou-se uma queda de massa mais pronunciada após 120 dias (mês de outubro/2008) período que coincide com o início das chuvas (figura 5).

O ajuste dos dados de massa remanescente ao modelo exponencial simples, que calculou as taxas de decomposição ( $k$ ), foi muito bom para todos os tipos foliares. Grande parte das variações encontradas no decaimento de massa das espécies e da mistura foi explicada pelo modelo (figura 6). Estas variações refletem o caráter cumulativo do processo de decomposição, pois com o passar do tempo as diferenças entre as réplicas são intensificadas devido às variações relacionadas com o microclima, a comunidade decompositora e a composição química do substrato (Castanho, 2005). Os valores estimados pelo modelo para as constantes anuais de decomposição foram:  $k=0,59 \text{ ano}^{-1}$  para *Cecropia pachystachya*;  $k=0,98 \text{ ano}^{-1}$  para *Croton floribundus*;  $k=1,21 \text{ ano}^{-1}$  para *Croton urucurana* e  $k=0,98 \text{ ano}^{-1}$  para a mistura.

Além disso, calculou-se o  $k$  esperado para a mistura de folhas foi igual a  $0,0026 \text{ dia}^{-1}$ , valor esse bastante próximo do estimado pelo modelo ( $0,0027 \text{ dia}^{-1}$ ).

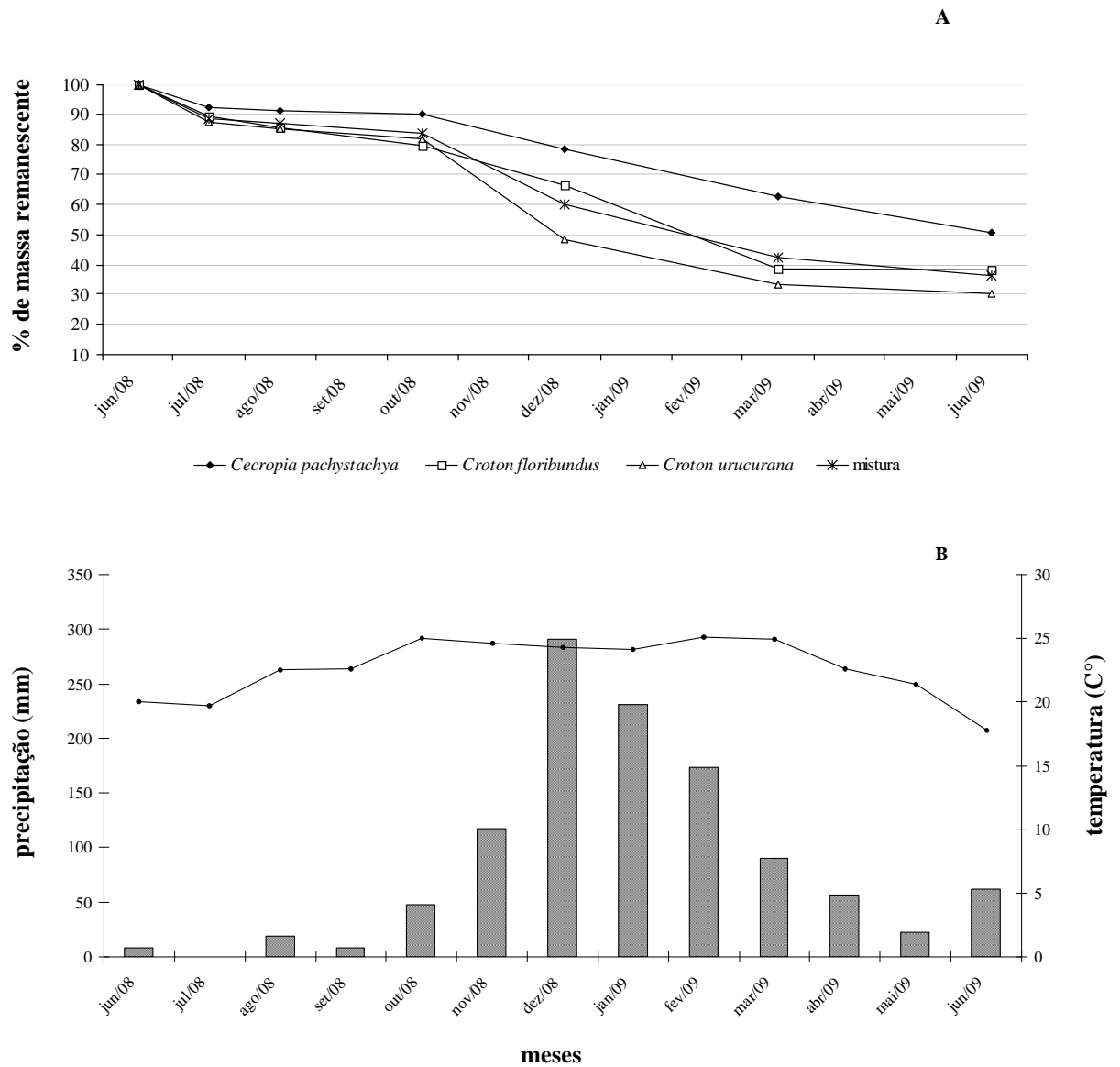


Figura 5 – (A) Porcentagens médias dos remanescentes de massa foliar das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura ao longo do tempo. (B) Temperaturas médias e precipitação nos meses de experimento. Dados obtidos no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (<http://www.ciiagro.sp.gov.br>, acessado em junho de 2010).



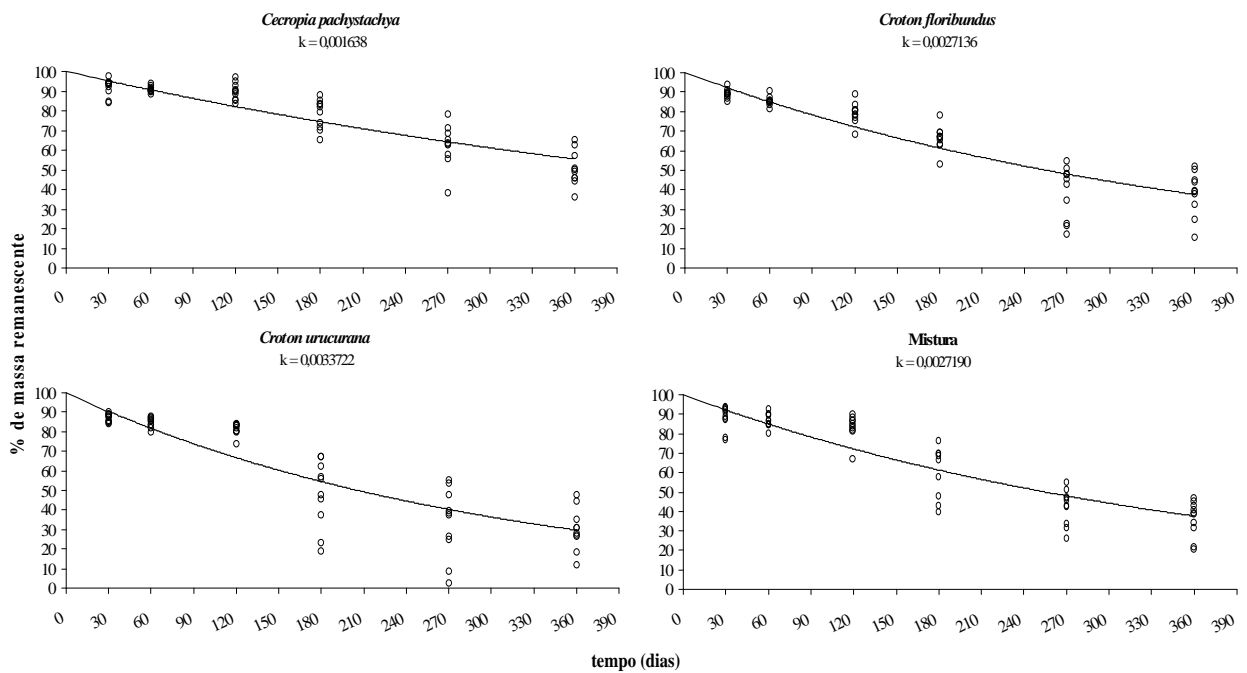


Figura 6 – Porcentagens de massa remanescente de folhas das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura ao longo de 360 dias e curva de ajuste ao modelo exponencial simples, sendo k a taxa de decomposição diária calculada pelo modelo.

A ANOVA, realizada para avaliar em quais momentos do experimento existiram diferenças entre os processos de decomposição dos diferentes tipos foliares, demonstrou que somente após 30 dias exposição as diferenças na perda de massa começaram a ser significativas (figura 7). A espécie *Cecropia pachystachya* foi a que, a partir de 30 dias, apresentou a menor perda de massa (figura 7), como demonstrado pelo teste post hoc Tuckey HSD aplicado aos dados de decomposição obtidos em cada um dos períodos de coleta.

Embora *Croton urucurana* tenha sido a espécie com maior perda de massa, o teste demonstrou não existirem diferenças significativas entre a perda de massa dessa espécie e os demais tipos foliares (mistura e *Croton floribundus*) na maior parte do experimento (figura 7).

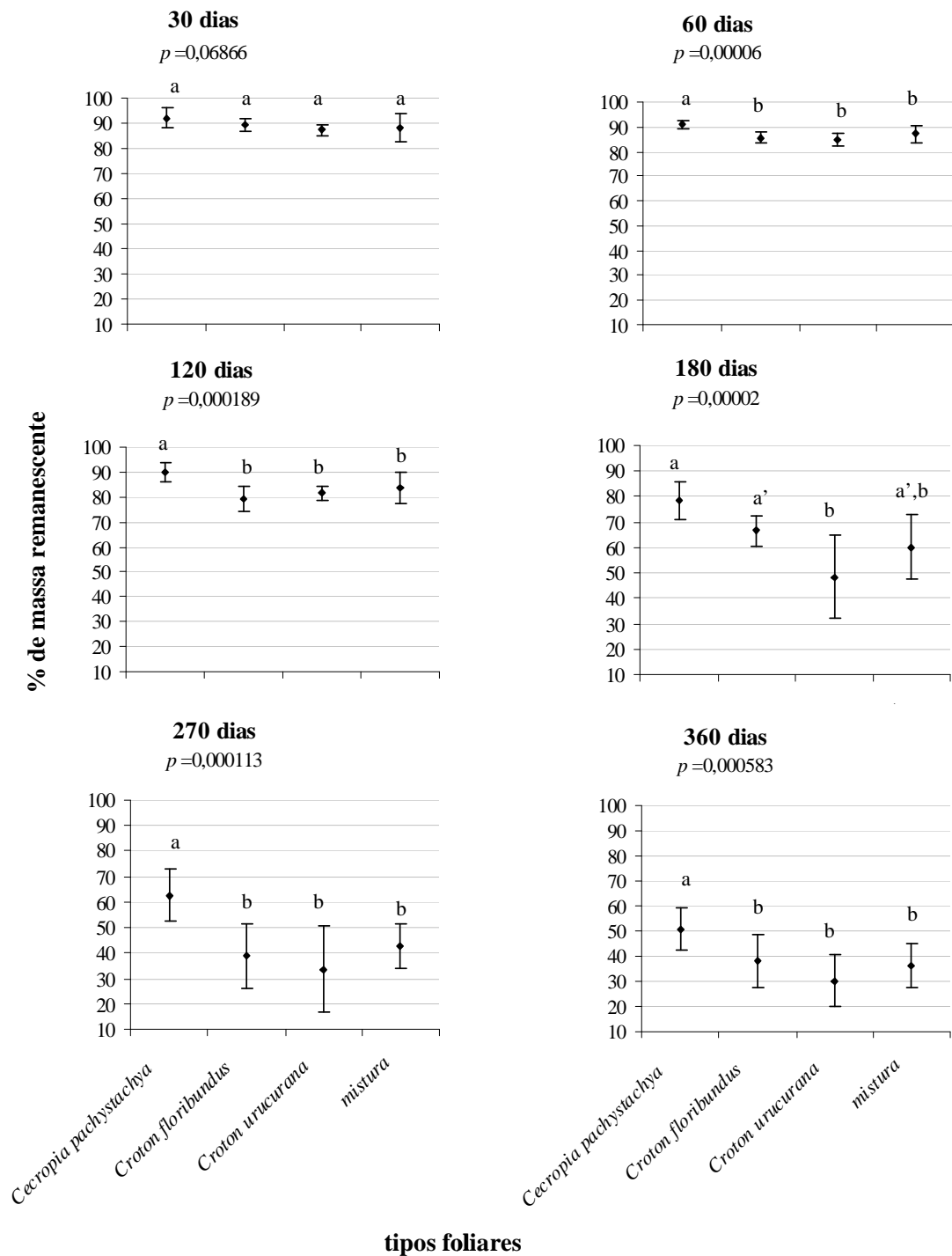


Figura 7 – Porcentagens médias de massa remanescente de folhas das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura em cada período de coleta. Letras diferentes, em cada gráfico, indicam diferenças significativas apontadas por comparações entre as médias ( $\alpha = 0,05$ ).

#### 4.2. Teores de carbono, de nitrogênio e relação carbono/nitrogênio

As análises de variância mostraram que não existiam diferenças entre os teores iniciais de carbono (C) dos tipos foliares e que o teor inicial de nitrogênio (N) de *Croton urucurana* era significativamente menor que os teores dos demais tipos foliares (tabela 1). Deste modo, quando o teste foi aplicado aos dados da relação inicial carbono/nitrogênio (C:N) o resultado demonstrou que em folhas de *Croton urucurana* essa relação, inicialmente, é significativamente maior do que nos demais tipos foliares (tabela 1).

Tabela 1 – Média e desvio padrão (n=10) das porcentagens iniciais de C, N e da relação inicial C:N.

Tipos foliares	C	N	C:N
<i>Cecropia pachystachya</i>	41,5 (± 0,5) a	1,1 (± 0,4) a	41,6 (± 15,4) a
<i>Croton floribundus</i>	40,2 (± 3,5) a	1 (± 0,07) a	39 (± 4,2) a
<i>Croton urucurana</i>	41 (± 1,3) a	0,7 (± 0,05) b	59,7 (± 4,9) b
mistura	41,3 ± (1,6) a	0,9 (± 0,08) a, b	44, 8 (± 3,7) a

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significativas apontadas por comparações entre as médias ( $\alpha=0,05$ ).

No decorrer de 360 dias pôde-se observar que ocorreu pouca ou quase nenhuma variação nos teores de carbono (figura 8A). Já com relação ao nitrogênio observou-se um aumento sutil em seu teor a partir de 120 dias (mês de outubro/2008), em todos os tipos foliares (figura 8B). Assim, possivelmente, a maior parte das variações na relação C:N (figura 8C) deveu-se ao aumento nos teores de nitrogênio durante o experimento.

No entanto, a ANOVA aplicada aos dados da relação C:N obtidos em cada um dos períodos de coleta (30, 60, 120, 180, 270, 360 dias) demonstrou que não houve diferenças significativas entre os quatro tipos foliares em nenhum dos períodos, ou seja, somente no início *Croton urucurana* teve uma relação C:N diferente (maior) dos demais.

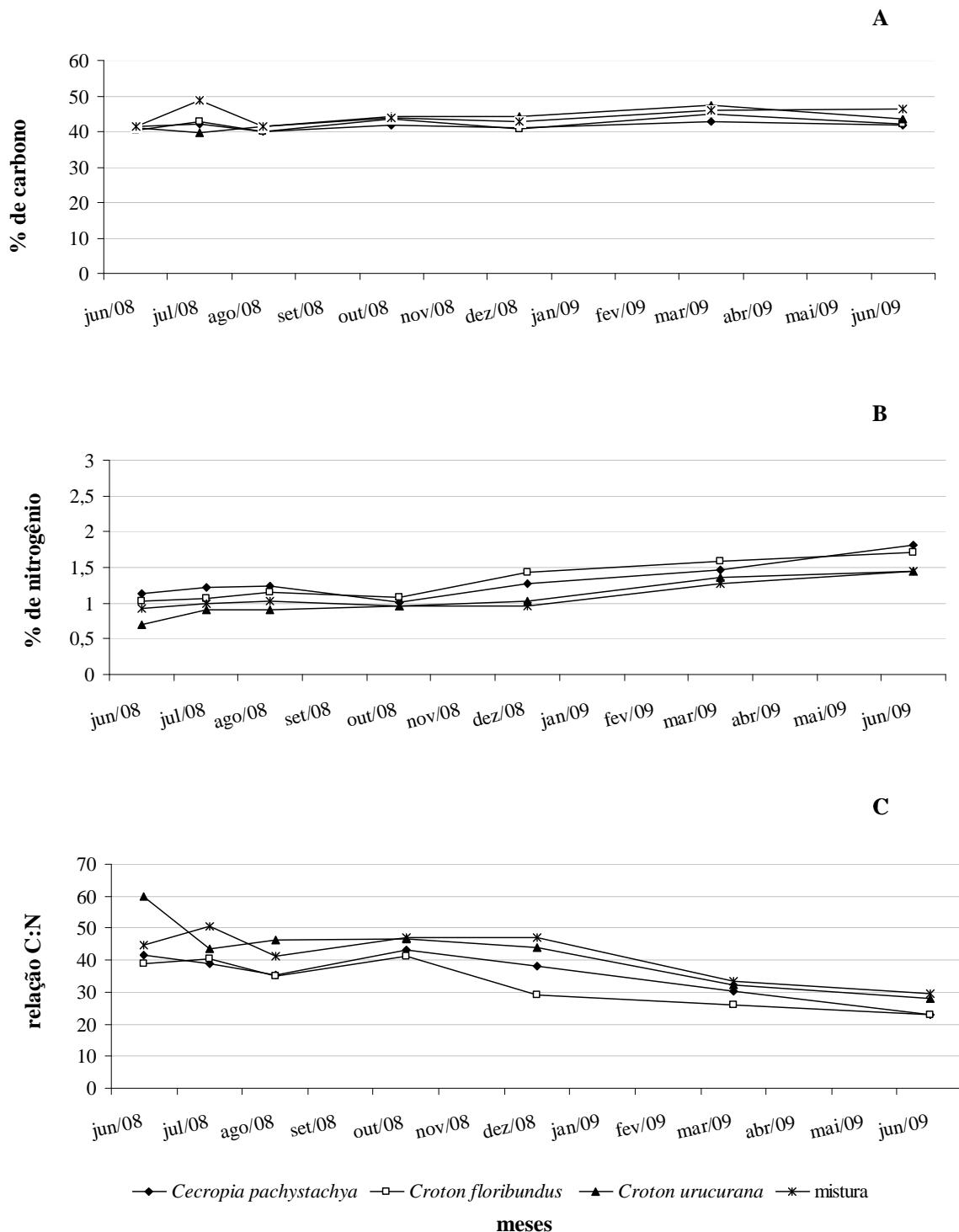


Figura 8 – (A) Porcentagem de carbono, (B) Porcentagem de nitrogênio e (C) Relação carbono/nitrogênio das folhas das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura ao longo de 360 dias.

### 4.3. Decomposição e relação carbono/nitrogênio

Foi realizada uma análise exploratória com os dados de porcentagem final de massa remanescente e relação inicial C:N com o intuito de melhor compreender a relação entre essas variáveis. Notou-se, ao observar os diagramas de dispersão, que não houve relação entre essas variáveis em nenhum dos tipos foliares (figura 9).

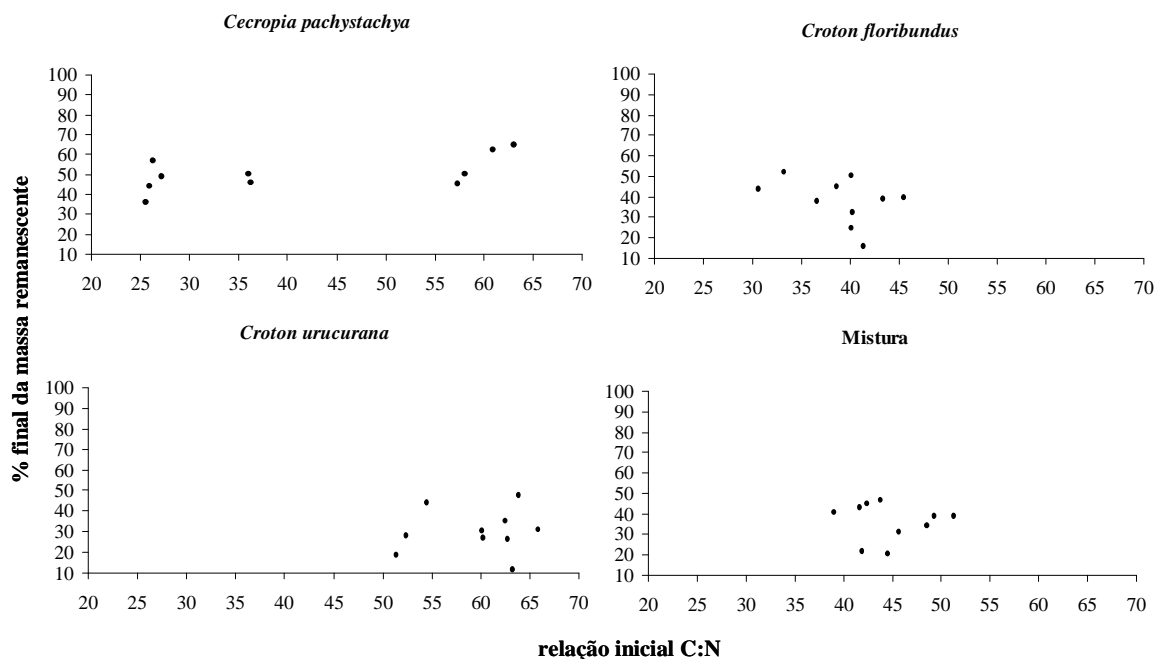


Figura 9 – Diagramas de dispersão (xy) das variáveis porcentagem final de massa remanescente e relação inicial C:N com os dados das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura (n=10).

Também, foram realizados testes de correlação com os dados de porcentagem de massa remanescente e relação C:N obtidos no decorrer de todo o experimento. Embora os valores de  $R^2$  tenham sido baixos (entre 0,23 e 0,43), os valores de  $p$  (sempre menores que 0,05) indicaram que em todos os tipos foliares houve correlação entre as variáveis porcentagem de massa remanescente e relação C:N (figura 10). Os valores obtidos quando

realizados testes de correlação de Pearson foram 0,49, 0,66, 0,56 e 0,61 para *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e mistura, respectivamente.

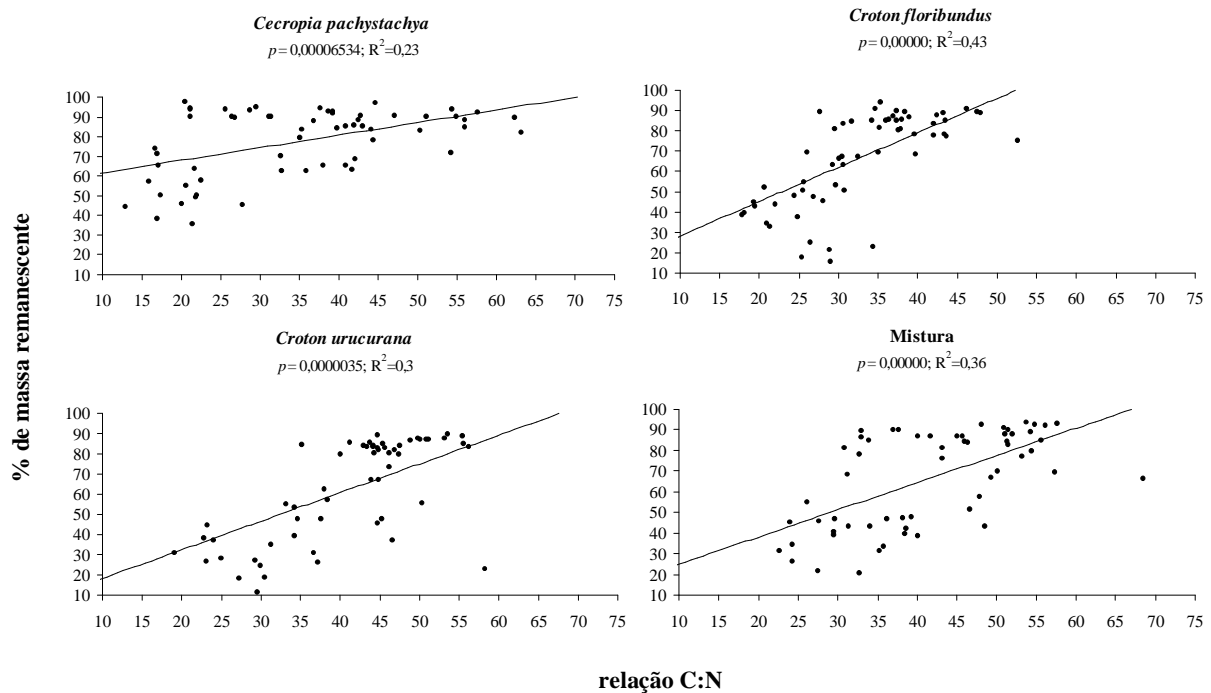


Figura 10 – Correlação entre as taxas de decomposição e a relação C:N das folhas das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura.

#### 4.4. Mesofauna da serapilheira

Foi encontrado um total de 5.211 artrópodos nas bolsas de decomposição de *Croton urucurana*, *Croton floribundus*, *Cecropia pachystachya* e da mistura. Na figura 11 observamos que os organismos mais abundantes foram os ácaros não oribatídeos com frequência de 35%, seguidos por organismos da família Formicidae e da ordem Thysanoptera, ambos com 12% de frequência.

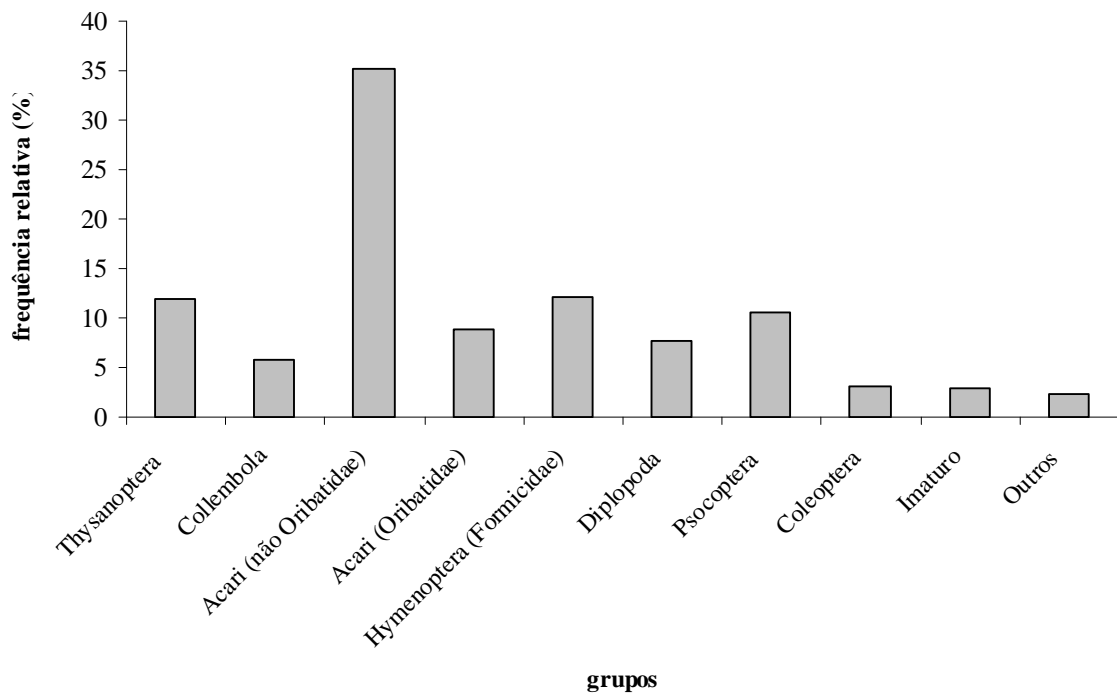


Figura 11 – Frequências relativas dos artrópodos encontrados nas bolsas de decomposição das espécies *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura.

Para melhor sintetizar os resultados foram excluídos das análises o grupo Outros (ordens Araneae, Hemiptera, Diptera e Blattodea) e o grupo Imaturos. Restando 4.945 organismos divididos em oito grupos. A figura 12 mostra representantes das morfoespécies mais abundantes.

Considerando todas as coletas, observou-se que a espécie *Croton floribundus* foi a que apresentou maior abundância de organismos, 34%, enquanto na mistura foi encontrado o menor percentual de organismos, 19% (figura 13). Entretanto, a análise de variância mostrou não haver diferenças significativas entre as densidades de artrópodos (indivíduos grama<sup>-1</sup> de massa seca) encontradas em cada tipo foliar.



Figuras 12 – Representantes das morfoespécies mais abundantes (A) Acari não Oribatidae, (B) Thysanoptera, (C) Hymenoptera, (D) Psocoptera, (E) Acari Oribatidae, (F) Diplopoda.



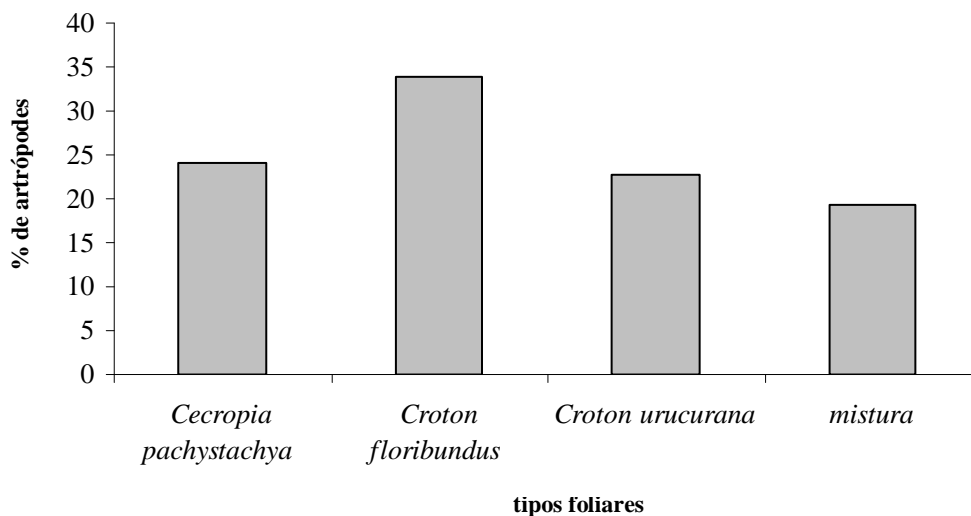


Figura 13 – Porcentagem de artrópodes encontrados em cada um dos tipos foliares.

Analisando o número de morfoespécies encontradas em cada um dos tipos foliares durante todo o estudo, temos *Croton floribundus* e *Croton urucurana* com 29 morfoespécies cada uma e *Cecropia pachystachya* e *mistura* com 26 morfoespécies cada uma.

O índice de diversidade de Simpson, calculado utilizando as morfoespécies, foi de 0,86 para *Croton floribundus*; 0,83 para *Croton urucurana*; 0,73 para *Cecropia pachystachya* e 0,83 para *mistura*.

Apesar de nos quatro tipos foliares estarem presentes praticamente as mesmas morfoespécies, o índice de similaridade Morisita-Horn mostrou haver pouca similaridade entre os tipos foliares, sendo 0,12 o maior valor, encontrado entre as espécies *Croton floribundus* e *Cecropia pachystachya*. Tal fato é explicado, possivelmente, pela diferença entre as abundâncias de morfoespécies.

Embora *Croton floribundus* tenha sido a espécie com maior porcentagem total de artrópodes, se for considerado cada um dos períodos de coleta verifica-se que existe uma variação no tipo foliar com o maior número de invertebrados (figura 14). Na primeira coleta (julho/2008, após 30 dias) as bolsas com folhas de *Croton urucurana* foram as que

apresentaram maior número de artrópodes. Nas três coletas seguintes (60, 120, 180 dias) foram as bolsas com *Croton floribundus* que apresentaram maior número de organismos. Na quinta coleta (março/2009, após 270 dias) as bolsas com a mistura e na última coleta (360 dias) as bolsas com *Cecropia pachystachya*.

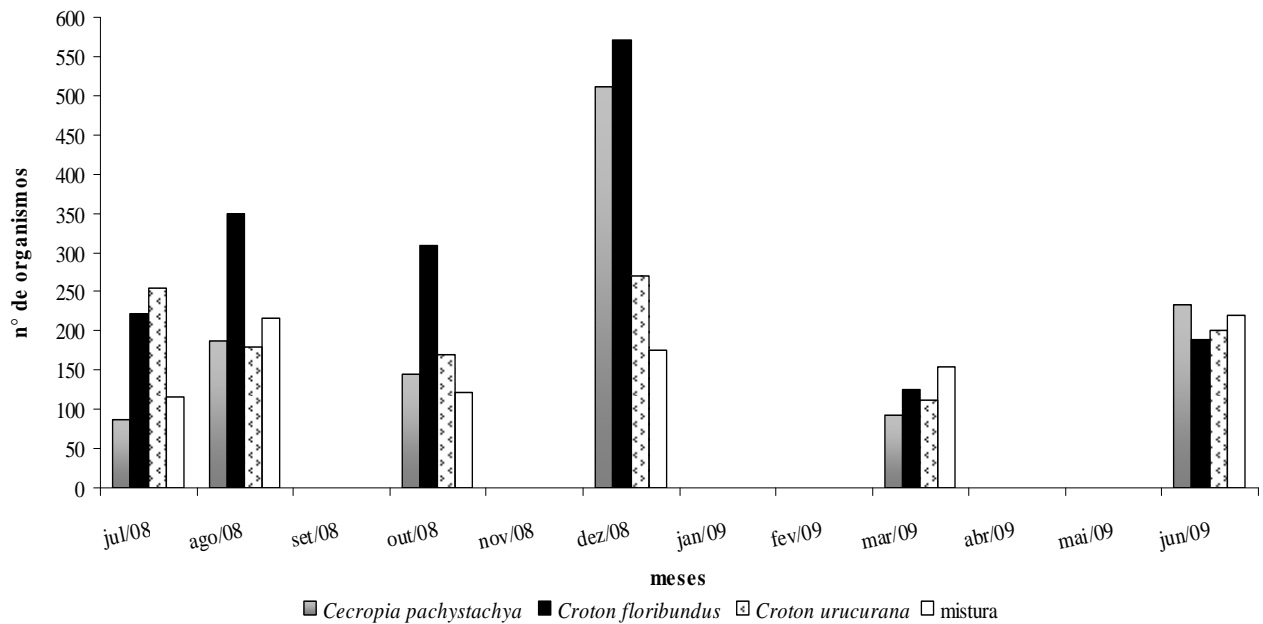


Figura 14 – Abundância de artrópodes em bolsas com folhas de *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e mistura em cada um dos meses de coleta.

Contudo, a ANOVA aplicada aos dados de densidade obtidos em cada um dos períodos de coleta (30, 60, 120, 180, 270, 360 dias) mostrou não existirem diferenças significativas entre as densidades de artrópodes dos tipos foliares em nenhum dos períodos.

Foram também calculados os índices de diversidade de Simpson para cada um dos tipos foliares em cada um dos períodos de coleta (tabela 2).

Tabela 2 – Índice de diversidade de Simpson ( $D$ ), abundância, densidade média (organismos grama<sup>-1</sup> de massa seca) e total de morfoespécies de artrópodos em *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Croton urucurana* e da mistura.

	30 dias	60 dias	120 dias	180 dias	270 dias	360 dias
<b><i>Cecropia pachystachya</i></b>						
$D$	<b>0,82</b>	0,71	0,8	0,6	0,79	0,73
abundância	86	187	144	512	93	233
densidade	1,19	2,5	1,93	8,48	1,72	6,04
total de morfoespécies	8	12	12	19	14	18
<b><i>Croton floribundus</i></b>						
$D$	0,72	0,81	0,77	0,82	0,83	0,73
abundância	221	350	308	572	126	193
densidade	3,11	5,14	4,8	9,75	3,13	5,96
total de morfoespécies	9	15	17	20	15	15
<b><i>Croton urucurana</i></b>						
$D$	0,75	0,71	0,74	<b>0,85</b>	<b>0,87</b>	<b>0,77</b>
abundância	255	179	169	270	112	201
densidade	3,69	2,6	2,43	7,46	2,81	7,94
total de morfoespécies	10	13	10	17	19	19
<b>mistura</b>						
$D$	0,74	<b>0,82</b>	<b>0,83</b>	0,76	0,66	0,72
abundância	116	217	121	175	155	219
densidade	1,59	3,11	1,67	3,71	4,21	6,59
total de morfoespécies	9	12	15	12	13	16

Observando a tabela 2 nota-se que nos primeiros 30 dias *Cecropia pachystachya* foi a espécie com maior diversidade de artrópodos e que entre 30 e 120 dias a mistura teve a maior diversidade. A partir de 120 dias, *Croton urucurana* passou ser a espécie com maior diversidade de organismos.

#### 4.5. Decomposição, relação carbono/nitrogênio e mesofauna da serapilheira

Para melhor compreender as relações da fauna com as características químicas da serapilheira e com a decomposição foram realizadas correlações.

Os resultados indicaram correlação entre a densidade de artrópodos e a porcentagem de massa remanescente apenas nas folhas de *Cecropia pachystachya* ( $R^2=0.073$ ,  $p=0.02049$ ;

correlação= -0,30) e *Croton urucurana* ( $R^2=0.06$ ,  $p=0.03787$ ; correlação= -0,27). Indicaram correlação, também, entre a densidade de artrópodos e a relação C:N nas folhas de *Cecropia pachystachya* ( $R^2=0,066$ ,  $p=0.02707$ ; correlação= -0,29), *Croton urucurana* ( $R^2=0,072$ ,  $p=0.0216$ ; correlação= -0,30) e mistura ( $R^2=0,1$ ,  $p=0.01$ ; correlação= -0,33).

Embora os testes acima citados tenham obtido um  $p<0,05$ , os valores de  $R^2$  e os valores de correlação foram extremamente baixos e, por esse motivo, optou-se em considerar que a densidade de organismos da fauna não se correlaciona nem com a porcentagem de massa remanescente e nem com a relação C:N, em nenhum dos tipos foliares.

#### **4.6. Sucessão da mesofauna de decompositores**

Foi traçado um gráfico bipartido que mostra a relação entre os grupos de artrópodos e os períodos de coleta (figura 15).

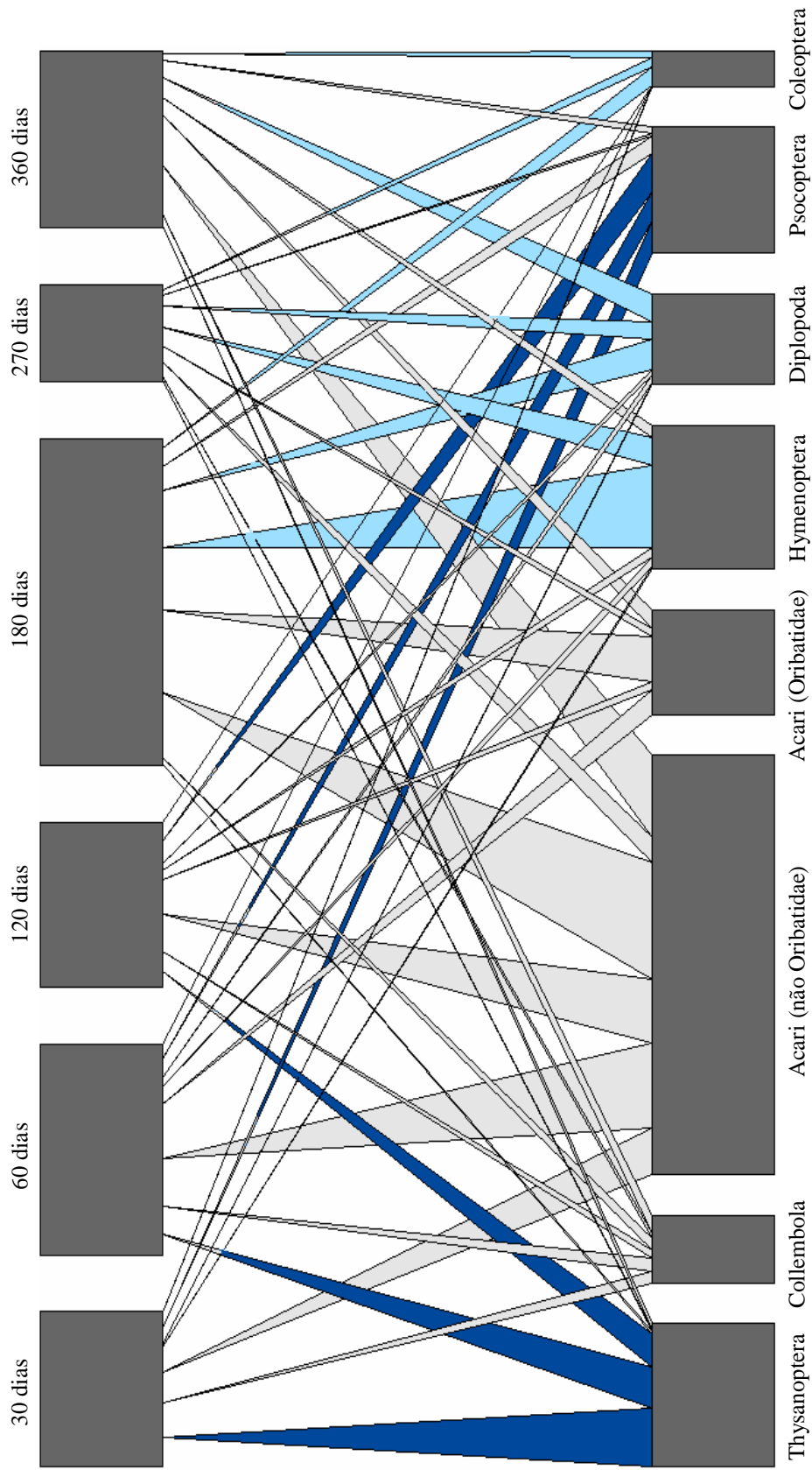


Figura 15 – Diagrama bipartido. Cada grupo de artrópode e período de coleta é representado por um retângulo: a linha superior mostra os períodos de coleta e a inferior aos grupos de artrópodes. A largura de cada retângulo é proporcional ao número de ocorrências de cada grupo no período, sendo estas ocorrências representadas por linhas ligando os retângulos, quanto mais larga a linha, maior o número de vezes que determinado grupo aparece naquele período.

Observando-se o diagrama da figura 15 notamos que os representantes das ordens Thysanoptera e Psocoptera foram bastante abundantes apenas nos primeiros 120 dias de experimento. Para verificar se os organismos pertencentes a essas duas ordens estavam presentes em maior quantidade em algum dos tipos foliares foram realizadas análises de variância com os dados de densidade (indivíduos por grama de massa seca) de Thysanoptera e Psocoptera obtidos para cada tipo foliar, nos períodos de 30, 60 e 120 dias. Os resultados mostraram não haver diferenças significativas entre as densidades de organismos dos tipos foliares em nenhum dos três períodos, tanto para Thysanoptera quanto para Psocoptera. Além disso, não foram identificadas correlações entre as perdas de massa nesses períodos e as densidades desses dois grupos.

Ainda, observando-se a figura 15, verificamos que os representantes dos grupos Diplopoda e Coleoptera foram mais abundantes somente a partir de 120 dias, sendo que os testes evidenciaram não haver diferenças entre as densidades de organismos encontrados em cada tipo foliar, nos períodos de 180, 270 e 360 dias, tanto para Diplopoda quanto para Coleoptera. O mesmo ocorreu nos testes realizados com os dados de densidade de organismos da família Formicidae, que aparecem em maior quantidade entre 120 e 270 dias. As perdas de massa a partir de 120 dias não estiveram relacionadas às densidades dos diplópodos, coleópteros ou formigas.

Os ácaros não oribatídeos e os colêmbolas aparecem de modo mais constante no decorrer dos 360 dias, sendo os primeiros bastante abundantes no decorrer de todo o experimento. As análises de variância aplicadas aos dados obtidos em cada um dos períodos de coleta (30, 60, 120, 180, 270, 360 dias) mostraram não existirem diferenças significativas entre as densidades de ácaros não oribatídeos encontradas nos diferentes tipos foliares. Além disso, outro aspecto observado é que os ácaros oribatídeos apareceram nas amostras somente após 30 dias de experimento.

## 5. Discussão

### 5.1. O processo de decomposição de folhas de espécies pioneiras na Floresta da USP

#### 5.1.1. Etapas do processo de decomposição

Considerou-se importante fazer coletas regulares de dados, em períodos sucessivos de tempo, para que fosse possível uma melhor compreensão de toda a dinâmica do processo de decomposição. Segundo Gartner & Cardon (2004), comparações entre taxas de decomposição previstas e observadas somente após um ou dois anos podem promover perdas de informações sobre a dinâmica das interações.

Os resultados aqui obtidos mostraram que, aparentemente, o processo de decomposição pode ser dividido em fases, com a primeira fase englobando os primeiros 120 dias de experimento e a segunda iniciando-se a partir de 120 dias. Segundo Hirobe *et al.* (2004), o primeiro estágio do processo de decomposição é caracterizado pela rápida perda de material solúvel e/ou pequena degradação de carboidratos não lignificados, enquanto o segundo se caracteriza pela degradação de componentes estruturais como ligninas e carboidratos lignificados.

O estudo de Alvarez *et al.* (2008), que teve duração de 6 meses, confirma que o processo de decomposição pode ser dividido em duas fases, com uma fase inicial mais rápida durando aproximadamente 30 dias, seguida por uma fase mais lenta, caracterizada pela imobilização do nitrogênio. Os resultados obtidos no trabalho de Zhou *et al.* (2008) também indicaram que o processo de decomposição pode ser dividido em duas fases. Entretanto, segundo os autores, a primeira fase teria duração de aproximadamente 270 dias, sendo

caracterizada pela imobilização de nitrogênio e a segunda, que se iniciaria a partir de 270 dias, seria caracterizada pela mineralização deste macronutriente.

Possivelmente, a duração de cada etapa do processo de decomposição está relacionada às espécies que constituem a serapilheira. Os fluxos de nutrientes, durante a decomposição, dependem das espécies e do material vegetal que se encontram na camada que forma a serapilheira (Alvarez *et al.*, 2008).

Alvarez *et al.* (2008) afirmam ainda que a imobilização e a mineralização do nitrogênio podem ser previstas com base na relação C:N e na concentração de nitrogênio do folhíço. Segundo Wedderburn & Carter (1999) quando a relação C:N for menor do que 20 e a concentração de nitrogênio maior do que 2,5%, o processo de mineralização do nitrogênio está predominando, com a serapilheira se decompondo mais rapidamente, por outro lado, quando a concentração de nitrogênio for menor do que 0,7% e a relação C:N maior do que 20, o processo de imobilização é predominante sobre a mineralização.

Os resultados do presente trabalho mostraram que, ao final de 360 dias, todos os tipos foliares apresentaram teor de nitrogênio menor do que 2,5% e relação C:N maior do que 20, o que pode indicar que, em todo o período de estudo, o processo de imobilização do nitrogênio foi predominante sobre o processo de mineralização. No entanto, os testes demonstraram que, em todos os tipos foliares, a massa remanescente foi positivamente correlacionada à qualidade nutricional do substrato, descrita em termos de relação C:N. Tal resultado confirma que mesmo sendo pequenas a liberação de nitrogênio e a degradação de carbono orgânico, as dinâmicas desses elementos na serapilheira têm considerável impacto sobre o processo de decomposição em ecossistemas florestais. Trabalhos como os de Wardle *et al.* (1997), Dubeux *et al.* (2006) e Zhang *et al.* (2008) também encontraram uma relação significativa entre as taxas de decomposição e a variação na relação C:N.



A decomposição é um processo dinâmico, no qual as etapas mencionadas por Wu *et al.* (2009) - lixiviação, transformações físicas (fragmentação) e colonização por microorganismos e invertebrados relacionada às transformações químicas (síntese de matéria orgânica) - ocorrem simultaneamente. Além disso, não são apenas o nitrogênio e o carbono que influenciam a queda de massa e a atividade dos decompositores, os teores de lignina, polifenóis, celulose (Loranger *et al.*, 2002), fósforo (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003; Pandey *et al.*, 2007; Ball *et al.*, 2009), potássio e enxofre (Day, 1982; Kaspari *et al.*, 2008), dentre outros, e as condições abióticas do meio (Sariyildiz *et al.*, 2005; Breeuwer *et al.*, 2008; Illig *et al.*, 2008) também, podem afetar as taxas de decomposição.

No presente estudo considerou-se que a segunda fase do processo de decomposição iniciava-se após 120 dias de experimento, sendo caracterizada pela acentuada perda de massa dos quatro tipos foliares. Tal queda de massa certamente esteve associada, entre outros fatores, a um aumento da umidade, provocado pelo início do período de chuvas que coincidiu com os 120 dias de experimento. Estudos como os de Austin & Vitousek (2000), Epstein *et al.* (2002), Salamanca *et al.* (2003) e Lensing & Wise (2007) demonstram que a precipitação está fortemente relacionada às perdas de massa da serapilheira.

O maior número de invertebrados foi encontrado no início da estação chuvosa (coletas de 120 e 180 dias). Entretanto, no período com maior precipitação (entre 180 e 270 dias) observou-se uma queda bastante acentuada na abundância de organismos. Segundo Sydow *et al.* (2007), a composição e a distribuição da comunidade de organismos do solo, bem como suas características funcionais, podem ser influenciadas diretamente pelas condições abióticas do meio, como temperatura, luminosidade e umidade, que variam de acordo com as estações do ano e com os diferentes tipos de habitats e micro-habitats.

A disponibilidade de água afeta a perda de massa e a liberação de nutrientes devido ao seu impacto sobre a atividade dos organismos decompositores (Meentemeyer, 1978; Aerts,

1997). Loranger *et al.* (2002) afirmam que a atividade dos organismos decompositores começa a ser mais importante somente após maioria dos compostos solúveis terem sido lixiviados. Para Salamanca *et al.* (2003) as chuvas também afetam as perdas de massa diretamente, por meio do aumento na lixiviação e, indiretamente, alterando as atividades biológicas dos microorganismos e dos invertebrados de solo. Entretanto, assim como no trabalho de Lensing & Wise (2007), no presente estudo não foram encontradas evidências claras de que o efeito da precipitação sobre a decomposição foi mediado, pelo menos parcialmente, por mudanças na atividade dos organismos de solo.

### **5.1.2. Decomposição das folhas das espécies *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Croton floribundus***

No decorrer de todo o experimento, as folhas de *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Croton floribundus* não apresentaram diferenças significativas com relação à densidade de organismos. Os resultados também não mostraram existir correlação entre densidade de artrópodes e qualidade nutricional (C:N).

González & Seastedt (2001), em um ano de experimento, também não encontraram interações entre fauna edáfica e espécie foliar, o mesmo foi observado no trabalho de Santos *et al.* (2008), no qual os resultados indicaram que as comunidades de invertebrados, em geral, eram semelhantes nas diferentes espécies de estudo. Illig *et al.* (2008), que estudaram apenas as comunidades de microartrópodos, também encontraram que as densidades desses invertebrados não diferiam significativamente entre as espécies estudadas.

Embora não tenham sido encontradas entre as espécies diferenças significativas com relação ao parâmetro C:N, a perda de massa de *Cecropia pachystachya* foi significativamente menor do que as perdas das demais espécies. Tal fato pode sugerir que outro(s) parâmetro(s)

químico(s) esteja(m) influenciando a biota de decompositores e exercendo maior controle sobre as taxas de decomposição do que a relação C:N.

Entre as espécies de estudo, as folhas da *Cecropia pachystachya* eram as mais rígidas e impermeáveis. Tais características podem, entre outros fatores, serem atribuídas à presença de uma grande quantidade de tecidos lignificados. Alguns autores como Coley *et al.* (1985) supõem não ser vantajoso para espécies pioneiras investir na produção de compostos secundários e carboidratos estruturais devido ao seu curto período de vida, no qual a prioridade seria o investimento do máximo de energia em crescimento e desenvolvimento. Por outro lado, resultados como os de Mesquita *et al.* (1998) contradizem tal hipótese e mostram que algumas espécies pioneiras apresentam altos teores de metabólitos secundários como ligninas e taninos.

Além disso, embora *Cecropia pachystachya* tenha sido a espécie com maior porcentagem inicial de nitrogênio e menor relação inicial C:N e *Croton urucurana* a espécie com menor porcentagem inicial de nitrogênio e maior relação inicial C:N, a primeira apresentou uma velocidade de decomposição quase duas vezes menor que a segunda. Tal fato é mais um indício que reforça a hipótese de que outro parâmetro, talvez a lignina, esteja exercendo uma maior influência sobre as taxas de decomposição. Nas folhas, as principais fontes de carbono são a celulose (até 65%) e a lignina (20%) (Huber *et al.*, 2008). Segundo Swift *et al.* (1979) a lignina é tipicamente considerada um composto recalcitrante, que retarda a degradação biótica de matéria orgânica. Para Melillo *et al.* (1982) a lignina exerce grande influência não somente sobre as taxas de decomposição, mas também sobre a ciclagem de nitrogênio em ecossistemas florestais.

Os resultados aqui obtidos não confirmaram o teor inicial de nitrogênio como um bom preditor do decaimento de massa, embora este parâmetro seja descrito como um importante determinante das taxas de decomposição (Heneghan *et al.*, 1998; Schädler & Brandl, 2005; Li

*et al.*, 2009). De modo semelhante, González & Seastedt (2001) e Shiels (2006) em seus estudos observaram que as espécies com menor teor inicial de nitrogênio também apresentaram as maiores taxa de decomposição. González & Seastedt (2001) acreditam que, possivelmente, a lignina possa ter exercido uma influência maior sobre as taxas de decomposição do que o nitrogênio, já que entre as suas espécies, a com menor perda de massa tinha o maior teor inicial de lignina. Melillo *et al.* (1982) sugerem que, quando quantidades relativamente grandes de nitrogênio exógeno estiverem disponíveis para os microorganismos envolvidos na decomposição, o conteúdo inicial de nitrogênio na serapilheira poderá não exercer uma influência tão grande sobre o decaimento de massa, tornando o teor de lignina o parâmetro mais importante na determinação da decomposição.

Outros trabalhos também confirmam a importância dos compostos secundários no processo de decomposição. Por exemplo, Horner *et al.* (1988) afirmaram que o conteúdo de lignina, muitas vezes, é negativamente correlacionado com as taxas de decomposição e, as correlações são especialmente fortes em estudos a longo prazo e Guzmán & Sánchez (2003) atribuíram as diferenças encontradas entre as taxas de decomposição em suas espécies de estudo, principalmente aos conteúdos de lignina e taninos.

A escolha dos teores de carbono e nitrogênio solúveis como indicadores de qualidade da serapilheira deveu-se ao fato de que inúmeros estudos como os Loranger *et al.* (2002), Barbhuiya *et al.* (2008), dentre outros, consideram as concentrações desses elementos os melhores preditores das taxas de decomposição em florestas tropicais. No entanto, esses autores também afirmam que outros componentes como o fósforo, a lignina, a celulose e os taninos podem ser importantes determinantes da qualidade nutricional da serapilheira. Para Loranger *et al.* (2002), dependendo do estágio em que se encontra o processo de decomposição, diferentes parâmetros químicos estarão correlacionados à perda de massa. Ainda segundo Constantinides & Fownes (1994), as taxas e os padrões de mineralização do

nitrogênio na decomposição de materiais vegetais são fortemente afetados pelas concentrações iniciais de nitrogênio, lignina e polifenóis solúveis. Entretanto, nas diversas publicações sobre o assunto não há consenso sobre qual desses parâmetros químicos melhor se correlaciona com a disponibilização de nitrogênio e com as perdas de massa.

Os resultados do presente trabalho além de mostrarem que a densidade de fauna independe da espécie foliar e da relação C:N, indicam que não houve correlação entre o decaimento de massa da serapilheira e a densidade dos organismos. No entanto, vários estudos como os de Bradford *et al.* (2002), Vasconcelos & Laurance (2005), Schädler & Brandl (2005), Wu *et al.* (2009), dentre outros, mostram que a comunidade de organismos decompositores tem uma grande influência sobre as taxas de decomposição.

Alguns autores chegam a destacar a fauna de decompositores como o principal responsável pelas alterações na disponibilização de nitrogênio e nas taxas de decomposição. Yang & Chen (2009), por exemplo, obtiveram uma taxa de decomposição maior na serapilheira que, inicialmente, possuía maior relação C:N. Os autores acreditam que a fauna de solo tenha desempenhado um papel determinante na decomposição, aumentando a baixa disponibilidade de nitrogênio e reduzindo a relação C:N.

Os resultados mostraram que *Cecropia pachystachya* foi a espécie com o menor índice de diversidade. Sayer *et al.* (2010) concluíram que a diversidade de artrópodes está fortemente relacionada com as concentrações de nutrientes presentes na camada que forma a serapilheira em solos florestais. Hättenschwiler *et al.* (2005) sugerem que a diversidade de organismos do solo teria um impacto significativo no processo de decomposição e na ciclagem de nutrientes. Contudo, em todos os trabalhos analisados, os autores não encontraram um padrão geral dos efeitos da diversidade de fauna sobre a decomposição. Schädler & Brandl (2005) acreditam que uma maior diversidade de invertebrados não se traduz necessariamente em maiores taxas de decomposição, isso devido às complexas interações tróficas e à redundância funcional de

muitas espécies de artrópodes. Por esse motivo, é difícil prever os efeitos dos decompositores nas taxas de decomposição com base na diversidade de tais organismos. Vale ressaltar que grande parte da variação nos resultados encontrada entre os diversos estudos pode ser reflexo do uso de diferentes técnicas para manipular a fauna e para medir a decomposição da serapilheira, bem como da variação temporal e espacial dos fatores que agem sobre a decomposição (Lensing & Wise, 2007).

### 5.1.3. Decomposição da mistura de folhas das três espécies

Apenas nas últimas décadas pesquisadores buscaram examinar mais especificamente as interações entre folhas de diferentes espécies durante o processo de decomposição, avaliando não somente as taxas de decomposição, mas também a dinâmica de nutrientes e a abundância da fauna de decompositores na mistura de folhas (Gartner & Cardon, 2004).

O presente estudo indicou que, de acordo com os valores esperado e observado para a constante de decomposição ( $k$ ) da mistura, não ocorrem interações entre as folhas das espécies *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Croton floribundus* ou, pelo menos, não se observaram interações capazes de afetar as taxas de decomposição ou a dinâmica de nitrogênio. Deste modo, é possível prever-se como será o processo de decomposição dessa mistura, baseando-se nos dados de decomposição de cada uma dessas três espécies.

Contudo, na grande maioria dos estudos encontrados na literatura, as perdas de massa na mistura não podem ser previstas a partir das taxas de decomposição das espécies isoladas. Wardle *et al.* (1997) estudaram 32 espécies e compararam as taxas de decomposição, a liberação de nitrogênio e a biomassa microbiana em 70 misturas contendo de 2 a 8 espécies. Os autores observaram que, de modo geral, as espécies na mistura apresentavam perdas de massa diferentes das esperadas quando isoladas. O trabalho de Li *et al.* (2009) indicou que a mistura de espécies tem um efeito significativo não apenas sobre a decomposição, mas

também sobre a dinâmica de nitrogênio. Em 11 dos 12 estudos analisados por Gartner & Cardon (2004) verificam-se alterações na mineralização ou imobilização de nutrientes na mistura em relação ao previsto para as espécies isoladamente. Segundo os autores existem fortes indícios de que as interações entre as diferentes espécies presentes na serapilheira afetam as taxas de decomposição, a disponibilização de nutrientes e a atividade da comunidade de decompositores.

Poucos são os trabalhos como os de Blair *et al.* (1990) e Prescott *et al.* (2000) que também obtiveram resultados que não indicaram que as interações entre as folhas de diferentes espécies afetavam a decomposição. Segundo Hättenschwiler *et al.* (2005) a ausência de interação entre as espécies na mistura é, aparentemente, exceção e não regra nesse tipo de estudo.

Por outro lado, se for considerado que no presente trabalho as três espécies estudadas são bastante semelhantes no que se refere à relação C:N, e que foram encontradas correlações entre esse parâmetro e as massas remanescentes, é esperado que o valor da constante de decomposição da mistura seja igual a média dos valores das constantes de cada espécie separadamente e por isso não se tenha verificado interações entre as folhas de tais espécies.

Em alguns estudos, como os de Hector *et al.* (2000) e Schädler & Brandl (2005), não foram encontradas evidências de que a diversidade de espécies vegetais na serapilheira teria efeitos na fauna de decompositores ou nas taxas de decomposição. Wardle *et al.* (2006) e Ball *et al.* (2009) concluíram em seus trabalhos que a composição química das espécies presentes na serapilheira teve um efeito maior na decomposição do que número de espécies presentes na mesma. Schädler & Brandl (2005) afirmam que somente quando a riqueza de espécies na serapilheira representar um recurso de melhor qualidade poderá ocorrer um aumento nas taxas de decomposição.

Os resultados aqui obtidos mostram que a mistura de folhas, devido à grande similaridade na relação C:N, não representou um recurso de melhor nem de pior qualidade, o que pode indicar que, assim como nos trabalhos acima citados, o efeito da qualidade nutricional é mais relevante na decomposição do que a diversidade folhas presentes na serapilheira.

Outros autores destacam ainda a importância dos micro-habitats (definidos com base em parâmetros físicos da serapilheira) na determinação das taxas de decomposição. Hansen & Coleman (1998) trabalharam com uma mistura de três espécies e seus resultados indicaram que uma maior perda de massa e um aumento no número de artrópodes, especialmente ácaros, estavam relacionados a um aumento no número micro-habitats. Os autores afirmam que a serapilheira com diferentes espécies foliares é estruturalmente mais complexa do que a serapilheira homogênea, o que implica em mais estágios de decomposição e acaba por reduzir a competição entre os decompositores, favorecendo a coexistência de várias espécies de artrópodes. Adl (2003) e Gartner & Cardon (2004) reforçam que uma mistura de folhas de diferentes espécies, possivelmente, não implica somente em uma maior diversidade química, mas também em uma alteração na estrutura física da serapilheira, ou seja, em uma maior complexidade de micro-habitats, que suportariam uma variedade maior de organismos por um período de tempo mais longo.

No entanto, os resultados do presente estudo mostraram que a mistura de folhas não apresentou uma densidade de artrópodes significativamente diferente daquelas encontradas nas espécies sozinhas, o que indica que os micro-habitats tiveram importância secundária na decomposição e reforça a hipótese de que a qualidade nutricional das espécies presentes na serapilheira exerce forte influência sobre a fauna de decompositores e, é um importante regulador do processo de decomposição.



A constante de decomposição ( $k$ ) estimada para a mistura foi igual a  $0,98 \text{ ano}^{-1}$  ou  $0,0027 \text{ dia}^{-1}$ , sendo o tempo estimado para a perda de metade da massa igual a 255 dias. Tal resultado, obtido na área de reflorestamento da USP, encontra-se próximo ao relatado por Pereira *et al.* (2008), que trabalhou em uma floresta secundária no Estado do Rio de Janeiro e obteve um  $k$  igual a  $0,0023 \text{ dia}^{-1}$  e um tempo estimado para perda de metade massa da serapilheira igual a 301 dias. Moraes *et al.* (1995), estudando a decomposição da serapilheira em uma área preservada e coberta pela Mata Atlântica na Ilha do Cardoso (SP), também encontraram um  $k$ , relativamente baixo, igual a  $0,89 \text{ ano}^{-1}$ .

Horner *et al.* (1988) e Shiels (2006) acreditam que embora seja desejável uma decomposição rápida da matéria orgânica, que disponibilize mais rapidamente os nutrientes, uma decomposição mais lenta pode ter alguns efeitos positivos em áreas em início de sucessão vegetal. Para estes autores, um dos efeitos positivos seria o melhor aproveitamento dos recursos, uma vez que a fauna nessas áreas, teoricamente, é menos abundante e um excesso na liberação dos nutrientes poderia representar um desperdício, pois ao invés desses nutrientes serem aproveitados poderiam ser lixiviados.

Outros trabalhos como os de Morellato (1992) e Schlittler *et al.* (1993), ambos realizados em florestas estacionais semidecíduais, obtiveram como valores de  $k$   $1,6 \text{ ano}^{-1}$  e  $1,02 \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. Castanho (2003) estimou as taxas de decomposição de quatro espécies em uma floresta estacional semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus (SP), e obteve constantes que variaram de  $0,0013 \text{ dia}^{-1}$  a  $0,0052 \text{ dia}^{-1}$ .

A ciclagem de nutrientes tem estreita relação com o ritmo de crescimento e demanda nutricional das espécies. Assim, quanto mais intenso o ritmo de crescimento, maior é a velocidade de decomposição. No entanto, em povoamentos naturais quanto mais avançada a sucessão florestal maior é a ciclagem de nutrientes numa determinada área. Isto ocorre

porque, em estádios mais avançados, a população de plantas assim como a soma das áreas foliares e a competição são maiores (Gonçalves *et al.*, 2003).

Considerando que o trabalho foi realizado em uma área plantada há nove anos, ainda em início de sucessão ecológica e com base nas comparações realizadas com áreas em estádios de sucessão mais avançados, os resultados indicam que o processo de decomposição na Floresta da USP está se restabelecendo rapidamente.

## **5.2. Sucessão da mesofauna de decompositores nas bolsas de decomposição**

Os dados obtidos sobre a fauna indicaram que, de acordo com as alterações físicas e em resposta à disponibilidade de nutrientes da serapilheira, ocorrem mudanças na comunidade de invertebrados durante o processo de decomposição. Segundo Swift *et al.* (1979), as mudanças químicas na serapilheira durante a decomposição podem ser as responsáveis pela sucessão de detritívoros. Alguns trabalhos, como o de Moorhead & Sinsabaugh (2006), afirmam que existe um padrão na sucessão de comunidades de microorganismos durante o decaimento de massa, relacionado às mudanças químicas que ocorrem na serapilheira.

Diversos estudos que procuram compreender o papel dos invertebrados do solo mostram que a atuação desses organismos é bastante relevante na regulação da atividade microbiana, nas propriedades de retenção da água e agregação do solo, na dinâmica de decomposição da matéria orgânica, no crescimento das plantas e na pedogênese (Lavelle *et al.*, 1996).

Os organismos representantes das ordens Thysanoptera e Psocoptera foram os mais abundantes nos primeiros 120 dias de experimento. Aproximadamente 50% das espécies de Thysanoptera são fungívoras, se alimentando dos esporos ou hifas de fungos (Mound, 2002; Gillot, 2005). Os Psocopteras são principalmente fitófagos, se alimentando de algas, líquens, fungos, pólen e fragmentos de materiais vegetais (Gillot, 2005). Mesmo que não tenham sido

identificadas correlações entre as perdas de massa e as densidades de Thysanoptera e Psocoptera no período de 120 dias, os organismos dessas duas ordens parecem ter um importante papel no início do processo de decomposição, regulando e selecionando a população de microorganismos, principalmente a de fungos. Na literatura, trabalhos que estudem o papel desses invertebrados na ciclagem de nutrientes são praticamente inexistentes, o que não ocorre com relação a outros grupos de organismos do solo, por exemplo, Acari e Collembola.

Durante todo o experimento os ácaros foram os organismos mais abundantes. No trabalho de Guzmán & Sánchez (2003) os ácaros também foram os invertebrados mais abundantes da comunidade de decompositores. Segundo Teixeira & Schubart (1998) os ácaros podem representar grande parte do total da mesofauna presente no solo, chegando a 78% em um solo florestal e 84% em um solo coberto por pastagem.

Os resultados aqui obtidos demonstram não haver correlação entre as perdas de massa e a densidade de ácaros ou entre as relações C:N e a densidade desses invertebrados, em nenhum período do experimento. Contudo, grande parte dos trabalhos que buscam entender os efeitos da fauna edáfica sobre a decomposição mostra que as populações de ácaros e colêmbolas, além de serem duas das mais abundantes populações de microartrópodes no solo, têm significativo impacto sobre o processo de decomposição e a dinâmica de nutrientes (Mudrick *et al.*, 1994; Heneghan *et al.*, 1999; Irmiler, 2000; Lockaby *et al.*, 2002; Osler *et al.* (2004); Coleman & Wall, 2007; Kampichler & Bruckner, 2009). Estes organismos, assim como outros que fazem parte da mesofauna, alteram a comunidade microbiana por meio da alimentação seletiva (Paris *et al.*, 2008).

Em nosso estudo, os ácaros foram separados em não Oribatidae (subordens Prostigmata, Mesostigmata e Astigmata) e Oribatidae (Cryptostigmata), que constituem um

dos mais numerosos grupos de artrópodos do solo, tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos (Coleman *et al.*, 2004; Coleman & Wall, 2007).

O grupo dos ácaros não oribatídeos englobou ácaros com as mais diversas estratégias alimentares, de predadores a fungívoros, que apareceram nas amostras foliares de maneira quase constante durante todo o experimento, enquanto que os ácaros pertencentes à subordem Oribatidae aparecem nas amostras somente após 30 dias, sendo geralmente fungívoros e/ou detritívoros (Coleman *et al.*, 2004). Segundo Maraun *et al.* (1998), os ácaros oribatídeos aceleram a colonização da serapilheira por fungos. Tal fato pode indicar que os primeiros saprófitos a colonizar o substrato talvez sejam as bactérias e não os fungos, já que um de seus principais predadores - os ácaros oribatídeos - demoram aproximadamente um mês para colonizarem o folhiço.

Os organismos do grupo Diplopoda foram mais abundantes somente a partir de 120 dias, período a partir do qual ocorre um grande aumento nas taxas de decomposição. Os diplópodos são em sua maioria consumidores de detritos vegetais em florestas temperadas e tropicais (Coleman *et al.*, 2004). Os organismos detritívoros se alimentam de micro partículas de matéria orgânica disponibilizada depois da fragmentação do substrato (Adl, 2003). Assim, o aumento nas perdas de massa nesse período poderia também estar relacionado a uma maior fragmentação do folhiço e, conseqüente aumento na abundância dos detritívoros aqui representados principalmente pelos diplopodas.

O número de representantes da ordem Coleoptera também aumentou a partir de 120 dias. Segundo Coleman *et al.* (2004), os coleópteros podem ser predadores, fitófagos ou saprófagos e são particularmente abundantes em ecossistemas tropicais. Acredita-se que esse pequeno crescimento no número de coleópteros deveu-se ao aumento no número de representantes predadores.

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) foram mais abundantes entre 120 e 270 dias. Os macroartrópodes têm um importante papel na ciclagem de nutrientes, uma vez que controlam as populações de microartrópodes e também têm efeitos diretos sobre a estrutura dos solos, sendo Formicidae provavelmente a mais significativa das famílias de insetos edáficos a desempenhar esse papel (Coleman & Wall, 2007). Segundo Fisher & Binkley (2000), a maioria das formigas coletadas na serapilheira de florestas tropicais é, pelo menos parcialmente, carnívora fazendo parte do maior grupo de predadores de pequenos invertebrados, sendo que a sua atividade pode reduzir a abundância de outros predadores (Coleman *et al.*, 2004).

## 6. Conclusões

Em escala local, tanto a qualidade nutricional quanto a precipitação exercem grande influência sobre as taxas de decomposição. Mesmo tendo sido encontrada correlação entre C:N e massa remanescente, os resultados sugerem que outros parâmetros químicos, talvez compostos secundários, estejam exercendo maior influência sobre as taxas de decomposição que a relação C:N. Deste modo, acredita-se que o estudo da influência do controle nutricional sobre o processo de decomposição requer um melhor conhecimento das características nutricionais, como por exemplo dos teores de fosfato e lignina, do que o que encontramos no presente trabalho.

Com base apenas na constante de decomposição da mistura, não foram constatadas interações entre as espécies *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Croton floribundus*. No entanto, se for considerado que as três espécies são bastante similares no que se refere à relação C:N, é perfeitamente esperado que o valor da constante de decomposição da mistura tenha sido igual a média dos valores das constantes de cada espécie separadamente. Além disso, os resultados sugerem que a diversidade de espécies foliares teve importância secundária na decomposição.

Embora não se tenha verificado evidências do efeito da mesofauna sobre as perdas de massa, acredita-se não ser possível, apenas com dados do presente estudo, afirmar que a fauna de artrópodes não afeta a decomposição. Os invertebrados de solo afetam o processo de decomposição de maneira indireta, por meio de sua ação sobre as atividades dos microorganismos o que, possivelmente, implica na ausência de correlação direta entre a densidade de invertebrados e a dinâmica de nutrientes ou da decomposição.

Com relação à colonização pela mesofauna das bolsas de decomposição observou-se que ocorreu uma sucessão, ou seja, uma variação temporal dos invertebrados no decorrer do

processo, com maior abundância de representantes fungívoros nos primeiros 120 dias e de organismos detritívoros e predadores apenas a partir de 120 dias.

Vale ressaltar ainda que o estudo evidenciou outro aspecto interessante da dinâmica do processo de decomposição: o valor da constante de decomposição ( $k$ ), estimada com os dados obtidos da mistura de três espécies pioneiras, encontra-se bastante próximo aos valores encontrados em florestas secundárias de mata mesófila estacional semidecidual, o que indica que o processo de decomposição no Reflorestamento da USP vem se restabelecendo rapidamente.

Acredita-se que o estudo tenha contribuído para o melhor entendimento do processo de decomposição de espécies pioneiras em áreas em recuperação e que os dados tenham gerado informações relevantes para o planejamento e monitoramento de futuros programas de manejo e restauração de áreas degradadas.

## 7. Referências Bibliográficas

- ADL, S. M. 2003. Reconstructing the soil food web. Pp 137-200. *In: The ecology of soil decomposition*. CABI Publishing, Cambridge, USA.
- ADL, S. M. 2003. Spatial and temporal patterns. Pp 201-269. *In: The ecology of soil decomposition*. CABI Publishing, Cambridge, USA.
- AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79 (3): 439-449.
- ALLEN, S.E. 1972. *Chemical analysis of ecological materials*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 563 p.
- ALVAREZ E., MARCOS, M. L. F., TORRADO, V. & SANJURJO, M. J. F. 2008. Dynamics of macronutrients during the first stages of litter decomposition from forest species in a temperate area (Galicia, NW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 80: 243–256.
- AUSTIN, A. T. & VITOUSEK, P. M. 2000. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawaii. *Journal of Ecology*, 88: 129-138.
- BALL, B. A., BRADFORD, M. A. & HUNTER, M. D. 2009. Nitrogen and phosphorus release from mixed litter layers is lower than predicted from single species decay. *Ecosystems*, 12: 87–100.
- BARBHUIYA, A. R., ARUNACHALAM, A., NATH, P. C., KHAN, M. L. & ARUNACHALAM, K. 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. *Journal Forest Restoration*, 13:25–34.



- BERG, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133: 13-22.
- BLAIR, J. M., PARMELEE, R. W. & BEARE, M. H. 1990. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities of single and mixed species foliar litter. *Ecology*, 71: 1976-1985.
- BOCOCK, K. L., 1964. Changes in the amounts of dry matter, nitrogen, carbon and decomposing woodland leaf litter in relation to the activities of the soil fauna. *The Journal of Ecology*, 52 (2): 273 – 284.
- BORMANN, F. H. & LIKENS, G. E. 1967. Nutrient Cycling. *Science*, 155 (3761): 424-429.
- BRADFORD, M. A., TORDOFF, G. M., EGGERS, T., HEFIN JONES, T. & NEWINGTON, J. E. 2002. Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. *Oikos*, 99: 317–323.
- BREEUWER, A., HEIJMANS, M., ROBROEK, B. J. M., LIMPENS, J. & BERENDSE, F. 2008. The effect of increased temperature and nitrogen deposition on decomposition in bogs. *Oikos*, 117: 1258-1268.
- BROKAW, N. V. L. 1998. *Cecropia schreberiana* in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. *The Botanical Review*, 64 (2): 92-114.
- CASTANHO, C. T. 2005. *Fatores determinantes no processo de decomposição em florestas do Estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Biologia Comparada) - FFCLRP, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- COLEMAN, D. C., JR. CROSSLEY, D. A. & HENDRIX, P. F. 2004. Secondary production: activities of heterotrophic organisms – The soil fauna. Pp 79-185. *In: Fundamentals of soil ecology*. Elsevier Academic Press.

- COLEMAN, D. & WALL, D. 2007. Fauna: the engine for microbial activity and transport. Pp. 163–191. In: *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry* (E. Paul, ed.). Academic Press, New York.
- COLEY, P. D., BRYANT, J. P. & CHAPIN, F. S. 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science*, 230: 895-899.
- CONSTANTINIDE, M & FOWNE, J. H. 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biology & Biochemistry*, 26: 49-55.
- DAS, S. & JOY, V. C. 2009. Chemical quality impacts of tropical forest tree leaf litters on the growth and fecundity of soil Collembola. *European Journal of Soil Biology*, 45: 448–454.
- DAY, Jr. F. P. 1982. Leaf decomposition rates in seasonally flooded gret dismal swamp. *Ecology*, 63 (3): 670-678.
- DECAËNS, T., JIMÉNEZ, J. J., GIOIA, C., MEASEY, G. J. & LAVELLE, P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42: 23-38.
- DELLITI, W. B. C. 1995. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecologia Brasiliensis*, 1: 469-486.
- DENG, X., LIU, Y. & HAN, S. 2009. Carbon and nitrogen dynamics in early stages of forest litter decomposition as affected by nitrogen addition. *Journal of Forestry Research*, 20 (2): 111–116.
- DUBEUX, J. C. B., SOLLENBERG, L. E., VENDRAMINI, J. M. B., STEWART, R. L. & INTERRANTE, S. B. B. M. 2006. Litter mass, deposition rate and chemical composition in Bahiagrass Pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46: 1299-1304

- DYER, M. L., MEENTEMEYER, V. & BERG, B. 1990. Apparent controls of mass loss rate of leaf litter on a regional scale: litter quality vs. climate. *Journal of Forest Research*, 5: 311-323.
- ENGEL, V. L. & PARROTA, J. A. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 152: 169 – 181
- ENGEL, V. L. & PARROTA, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Pp 3-23. In: *Restauração ecológica de ecossistemas naturais* (P.Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, F. B & Gandara, eds.). FEPAF, Botucatu.
- EPSTEIN, H. E., BURKE, I. C. & LAUENROTH, W. K. 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. Great Plains. *Ecology*, 83 (2): 320–327.
- ETTER, A., McALPINE, C., PULLAR, D. & POSSINGHAM, H. 2005. Modeling the age of tropical moist forest fragments in heavily- cleared lowland landscapes of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 208: 249-260.
- EWEL, J. J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *The Journal of Ecology*, 64 (1): 293-308.
- EZCURRA, E. & BECERRA, J. 1987. Experimental decomposition of litter from the Tamaulipan Cloud Forest: a comparison of four simple models. *Biotropica*, 19(4): 290-296.
- FISHER, R. F. & BINKLEY, D. 2000. *Ecology and management of forest soils*. John Wiley, London. 489p.
- GARTNER, T. B. & CARDON, Z. G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104: 230–246.

- GILLOT, C. 2005. *Entomology*. Springer, Canadá. 831p.
- GONÇALVES, J. L. M., NOGUEIRA Jr, L. R. & DUCATTI, F. 2003. Recuperação de solos degradados. Pp 111-164. Pp 3-23. *In: Restauração ecológica de ecossistemas naturais* (P.Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel & F. B. Gandara, eds.). FEPAF, Botucatu.
- GONZÁLEZ, G. & SEASTEDT, T. R. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology*, 82 (4): 955–964.
- GUZMÁN G. B. & SÁNCHEZ, J. A. 2003. The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology*, 24: 91–100.
- HANSEN, R. A. & COLEMAN, D. C. 1998. Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology*, 9: 17-23.
- HÄTTËNSCHWILER, S., TIUNOV, A. V. & SCHEU, S. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 191–218.
- HEAL, O. W., ANDERSON, J. M. & SWIFT, M. J. 1997. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. Pp 3-29. *In: Driven by nature - plant litter and decomposition* (G. Candisch & K. E. Giller, eds.). CABI Publishing, New York.
- HECTOR, A., BEALE, A. J., MINNS, A., OTWAY, S. J. & LAWTON, J. H. 2000. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. *Oikos*, 90: 357–371.
- HENEGHAN, L., COLEMAN, D. C., ZOU, X., CROSSELY Jr., D. A. & HAINES, B. L. 1998. Soil microarthropod community structure and litter decomposition dynamics: A study a tropical and temperate sites. *Applied Soil Ecology*, 9: 33-38.

- HENEGHAN, L., COLEMAN, D. C., ZOU, X., CROSSELY Jr., D. A., HAINES, B. L. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical and temperate comparisons of a single substrate. *Ecology*, 80 (6): 1873–1882.
- HIROBE, M., SABANG, J., BHATTA, B. K. & TAKEDA, H. 2004. Leaf litter decomposition of 15 tree species in lowland tropical rain forest in Sarawak dynamics of carbon, nutrients and organic constituents. *Journal of Forest Research*, 9: 347-354.
- HORNER, J. D., GOSZ, R. J. & CATES, R. G. 1998. The role of carbon-based plant secondary metabolites in decomposition in terrestrial ecosystems. *The American Naturalist*, 132 (6): 869-883.
- HUBER, S., KNEUBÜHLER, M., PSOMAS, A., ITTEN, K. & ZIMMERMANN, N. E. 2008. Estimating foliar biochemistry from hyperspectral data in mixed forest canopy. *Forest Ecology and Management*, 256: 491–501.
- HUI, D. & JACKSON, R. B. 2009. Assessing interactive responses in litter decomposition in mixed species litter. *Plant Soil*, 314: 263–271.
- ILLIG, J., SCHATZ, H., SCHEU, S. & MARAUN, M. 2008. Decomposition and colonization by micro-arthropods of two litter types in a tropical montane rain forest in southern Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 157–167.
- IRMLER, U. 2000. Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia*, 44: 105-118.
- JAEN, M. C. R. & AIDE, T. M. 2005. Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13 (3): 569–577.
- JANSEN, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology*, 5 (2): 115-124.

- JOFFRE, R., AGREN, G. I., GILLON, D. & BOSATTA, E. 2001. Organic matter quality in ecological studies: theory meets experiment. *Oikos*, 93: 451-458.
- KAINULAINEN, P. & HOLOPAINEN, J. K. 2002. Concentrations of secondary compounds in Scot pine needle at different stages of decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 37-42.
- KAMPICHLER, C. & BRUCKNER, A. 2009. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological Reviews*, 84: 375–389.
- KASPARI, M., GARCIA, M. N., HARMS, K. E., SANTANA, M., WRIGHT, S. J. & YAVITT, J. B. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letters*, 11: 35–43.
- KATAGUIRI, V. S. 2006. *Restabelecimento da fauna edáfica e a qualidade da serapilheira na Floresta da USP – área de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual*. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - FFCLRP, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- KÖNIG, F. G., SCHUMACHER, M. V., BRUN, E. J. & SELING, I. 2002. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore*, 26 (4): 429-435.
- KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. 2003. *Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: bases para a conservação*. Tese (Doutorado em Biologia Comparada) - FFCLRP, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O., JOLY, A. C. & BERNACCI, L. C. 2005. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no município de Ribeirão Preto, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 28 (3): 541-562.

- LAVELLE, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 3: 3-16.
- LAVELLE, P., BLANCHART, E., MARTIN, A. & MARTIN, S. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 25 (2): 130-150.
- LENSING, J. R. & WISE, D. H. 2007. Impact of changes in rainfall amounts predicted by climate-changes models on decomposition in a deciduous forest. *Applied Soil Ecology*, 35: 523-534.
- LI, Q., MOORHEAD, D. L., DeFOREST, J. L., HENDERSON, R., CHEN, J. & JENSEN, R. 2009. Mixed litter decomposition in a managed Missouri Ozark forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 257: 688–694.
- LOCKABY, B.G., KEELAND, B. D. STANTURF, J. A., RICE, M. D., HODGES, G. & GOVERNO, R. M. 2002. Arthropods in decomposing wood of the atchafalaya river basin. *Southeastern Naturalist*, 1 (4):339–352.
- 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.
- LORANGER, G., PONGE, J. F., IMBERT, D. & LAVELLE, P. 2002. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biology and Fertility of Soils*, 35: 247–252.
- LUO, Y., FIELD, C. B. & JACKSON, R. B. 2006. Does nitrogen constrain carbon cycling, or does carbon input stimulate nitrogen cycling? *Ecology*, 87 (1): 3-4.
- MARAUN, M., VISSER, S. & SCHEUC, S. 1998. Oribatid mites enhance the recovery of the microbial community after a strong disturbance. *Applied Soil Ecology*, 9: 175-181.
- MARTINS, F. R. & SANTOS, F. A. M. 1999. Técnicas de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos*, 236-267.

- MASON, C. F. 1980. *Decomposição*. EPU, São Paulo. 63p.
- MEENTEMEYER, V. 1978. Macroclimate the Lignin Control of Litter Decomposition Rates. *Ecology*, 59 (3): 465-472.
- MELILLO, J. M., ABER, J. D. & MURATORE, J. F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63 (3): 621-626.
- MESQUITA, R. C. G., WORKMAN, S. W. & NEELY, C. L. 1998. Slow litter in *Cecropia* dominated secondary forest central Amazonia. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (2): 167-175.
- METZGER, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest (Editorial). *Biological Conservation*, 142: 1138–1140.
- MONTEIRO, M. T & GAMA-RODRIGUES, E. F. 2004. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 819 – 826.
- MOORHEAD, D. L. & SINSABAUGH, R. L. 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs*, 76:151–174.
- MORAES, R. M., VUONO, Y. S. & DOMINGOS, M. 1995. Aspectos da decomposição da serapilheira em florestas tropicais preservada e sujeita à poluição atmosférica, no Estado de São Paulo, Brasil. *Hoehnea*, 22 (1/2): 91-100.
- MORELLATO, L. P. C. 1992. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I litterfall and litter standing crop. *Journal of Tropical Ecology*, 8 (2): 205-215.
- MORELLATO, L. P. C. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32 (4b): 786–792.
- MOUND, L. A. 2002. Thysanoptera biodiversity in the Neotropics. *Revista de Biologia Tropical*, 50: 477-484.



- MUDRICK, D. A., HOOSEIN, M., HICKS Jr., R. R. & TOWNSEND, E. C. 1994. Decomposition of leaf litter in an Appalachian forest: effects of leaf species, aspect, slope position and time. *Forest Ecology and Management*, 68: 231-250.
- OLSON, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331.
- OSLER, G. H. R., RECOUS, S., FILLERYB, I. R. P., GAUCI, C. S., ZHUB, C. & ABBOTT, L. K. 2004. Correlation between mite community structure and gross N fluxes. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 191-194.
- PAGANO, S. N. & DURIGAN, G. 2000. Aspectos da Ciclagem de Nutrientes em Matas Ciliares do Oeste do Estado de São Paulo. In: *Matas Ciliares - Conservação e Recuperação* (R. R. Rodrigues & H. F. Leitão Filho, eds.). EDUSP: FAPESP, São Paulo.
- PANDEY, R. R., SHARMA, G., TRIPATHI, S. K. & SINGH, A. K. 2007. Litterfall, litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical natural oak forest and managed plantation in northeastern India. *Forest Ecology and Management*, 240: 96-104.
- PARIS, C. I., POLO, M. G., GARBAGNOLI, C., MARTÍNEZ, P., FERRE, G. S. & FOLGARAIT, P. J. 2008. Litter decomposition and soil organisms within and outside of *Camponotus punctulatus* nests in sown pasture in Northeastern Argentina. *Applied Soil Ecology*, 40: 271-282.
- PARROTA, J. A. 1993. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role plantations as "foster ecosystems". Pp 63-73. In: *Restoration of tropical forest ecosystem* (H. Lieth & M. Lohmann, eds.). Kluwer Academic Publishers, The Hague.

- PEREIRA, M. G., MENEZES, L. F. T. & SCHULTZ, N. 2008. Aporte e decomposição da serapilheira na Floresta Atlântica, Ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. *Ciência Florestal, Santa Maria*, 18 (4): 443-454.
- PEREIRA, M. G., VALLADARES, G. S., DOS ANJOS, L. H. C., BENITES, V. M., ESPÍNDULA Jr., A. & EBELING, A. G. 2006. Organic carbon determination in histosols and soil horizons with high organic matter content from Brazil. *Scientia Agricola*, 63 (2): 187-193.
- PERES, M. T. L. P., MONACHE, F. D., CRUZ, A. B., PIZZOLATTI, M. G. & YUNES, R. A. 1997. Chemical composition and antimicrobial activity of *Croton urucurana* Baillon (Euphorbiaceae). *Journal of Ethopharmacology*, 56: 223-226.
- PRESCOTT, C. E., ZABEK, L. M., STALEY, C. L. & KABZEMS, R. 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1742–1750.
- REIS, A., ROGALSKI, J. M., TRÊS, D. R., SIMINSKI, A., HMELJEVSKI, K., BOURCHEID, K., SCARIOT, E., WIESBAUER, M. B. & SANT'ANNA, C. 2006. *Novos aspectos na restauração de áreas degradadas*. 106p. Apostila - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina.
- ROTHER, A. & BINKLEY, D. 2001. Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (11): 1855-1870.
- SALAMANCA, E. F., KANEKO, N. & KATAGIRI, S. 2003. Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor. *Applied Soil Ecology*, 22: 271–281.

- SANTOS, E. M. R., FRANKLINA, E. & LUIZÃO, F. J. 2008. Litter manipulation and associated invertebrate fauna in secondary forest, central Amazonia, Brazil. *Acta Oecologica*, 34: 274–284
- SARIYILDIZ, T. & ANDERSON, J. M. 2003. Interactions between litter quality and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 391–399.
- SARIYILDIZ, T., ANDERSON, J. M. & KUCUK, M. 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 1695–1706.
- SAYER, E. J., SUTCLIFFE, L. M. E., ROSS, R. I. C. & TANNER, E. V. J. 2010. Arthropod abundance and diversity in a lowland tropical forest floor in Panama: The role of habitat space vs. nutrient concentrations. *Biotropica*, 42 (2): 194–200.
- SCHÄDLER, M. & BRANDL, R. 2005. Do invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures? *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 329–337.
- SCHLITTLER, F. H. M., MARINIS, G. & CÉSAR, O. 1993. Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema – SP. *Naturalia*, 18:135-147.
- SHIELS, A. B. 2006. Leaf litter decomposition and substrate chemistry of early successional species on Landslides in Puerto Rico. *Biotropica*, 38 (3): 348-353.
- STEVENSON, F. J. & COLE, M. A. 1986. The carbon cycle. Pp 1-74. In: *Cycles of Soils - Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons, New York.
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 372p.
- SYDOW, V. G., PODGAISKI, L. R., BARBOSA, A. F., PINTO, J. A. M. & RODRIGUES, G. G. 2007. Aspectos estruturais da fauna de solo em áreas sob influência do

- processamento do carvão mineral no sul do Brasil. *In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu – Minas Gerais, p.1-2.
- TABARELLI, M., PINTO, L. P., SILVA, J. M. C., HIROTA, M. & BEDÉ, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 19 (3): 695 -700.
- TEIXEIRA, L. B. & SCHUBART, H. O. R. 1998. Mesofauna do solo em áreas de floresta e pastagem na Amazônia Central. *Boletim de pesquisa EMBRAPA CPATU*, 95: 1-16.
- TRIPLEHORN, C. A. & JOHNSON, N. F. 2005. *Borror & DeLong's - Introduction to the study of insects*. Thomson Brooks/Cole, USA. 864p.
- VARANDA, E. M., PINTO, J. M. R.; OLIVEIRA, C.; DEL'ARCO, D. J.; RAMOS, L. C. G.; BARBIERI, J. L.; OLIVEIRA, H. & SILVA, G. A. P. 1998. 31p. *Implantação da floresta do campus em Ribeirão Preto*. Projeto da Prefeitura do Campus Administrativo de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.
- VASCONCELOS, H. L. & LAURANCE, W. F. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144: 456–462.
- VICTOR, M. A. M. 1975. Cem anos de Devastação. Ensaio para a Sociedade Brasileira de Sivicultura. *Suplemento do Centenário de “O Estado de São Paulo”*, 13:1-5.
- VITAL, A. R. T., GUERRINI, I. A., FRANKEN, W. K. & FONSECA, R. C. B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore*, 28(6): 793-800.
- VITOUSEK, P. M., ABER, J. D., HOWARTH, R. W., LIKENS, G. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESINGER, W. H. & TILMAN, D. G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737–750.

- WARDLE, D. A., BONNER, K. I. & NICHOLSON, K. 1997. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, 79: 247-258.
- WARDLE, D. A., YEATES, G. W., BARKER, G. M. & BONNER, K. I. 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology & Biochemistry*, 38: 1052–106.
- WEBSTER, G. L. 1993. A provisional synopsis of the sections of the genus *Croton* (*Euphorbiaceae*). *Taxon*, 42 (4): 793-823.
- WEDDERBURN, M. E. & CARTER, J. 1999. Litter decomposition by four functional tree types for use in silvopastoral systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 31: 455–461.
- WU, H., LU, X., JIANG, M. & BAO, X. 2009. Impacts of soil fauna on litter decomposition at different succession stages of wetland in Sanjiang Plain, China. *Chinese Geographical Science*, 19(3): 258–264.
- XULUC-TOLOSA, F. J., VESTER, H. F. M., RAMÍREZ-MARCIAL, N., CASTELLANOS-ALBORES, J. & LAWRENCE, D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 174: 401-412.
- YANG, X. & CHEN, J. 2009. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 41: 910–918.
- YOUNG, T. P., PETERSEN, D. A. & CLARY, J. J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*, 8: 662–673.
- ZHANG, D., HUI, D., LUO, Y. & ZHOU, G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1-9.

ZHOU G., GUAN, L., WEI, X., TANG, X., LIU, S., LIU, J., ZHANG, D. & YAN, J. 2008.

Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across *China Plant Soil*, 311: 61–72.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)