

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

DISSERTAÇÃO

**Avaliação da Funcionalidade do Solo em Sistemas
Florestais Enriquecidos com Leguminosas**

Miriam de Oliveira Bianchi

2009



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**AVALIAÇÃO DA FUNCIONALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS
FLORESTAIS ENRIQUECIDOS COM LEGUMINOSAS**

MIRIAM DE OLIVEIRA BIANCHI

Sob a Orientação da Professora
Eliane Maria Ribeiro da Silva

e Co-orientação da Pesquisadora
Maria Elizabeth Fernandes Correia

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2009

631.46
S577a
T

Bianchi, Miriam de Oliveira, 1981-
Avaliação da funcionalidade do solo em sistemas florestais enriquecidos com leguminosas / Miriam de Oliveira Bianchi - 2009.

56 f. : il.

Orientador: Eliane Maria Ribeiro da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia.

Bibliografia: f. 46-56.

1. Fauna do solo - Teses. 2. Indicadores biológicos - Teses. 3. Fungos micorrízicos - Teses. 4. Leguminosa - Teses. I. Silva, Eliane Maria Ribeiro da, 1956-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta dissertação, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO**

MIRIAM DE OLIVEIRA BIANCHI

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**,
no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 20/02/2009.

Eliane Maria Ribeiro da Silva. Dra. Embrapa Agrobiologia
Orientadora

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Rogério Ribeiro de Oliveira. Dr. PUC-RJ

AGRADECIMENTOS

Ao descobrir que os planos de Deus para aqueles que o amam vão muito além daquilo que nossa compreensão pode alcançar, podemos crer naquilo que nossos olhos ainda não vêem. Agradeço a Deus, sobre todas as coisas, por cada momento vivido e cada aprendizado somado. As muitas oportunidades, muitas escolhas e decisões, momentos difíceis que ao final se reduzem em experiências adquiridas. Acredito que “porque Dele e por Ele, para Ele são todas as coisas”.

Cada pessoa que descobrimos, cada amizade que cultivamos, os amores que vivemos, ou não, sobre tudo isso o melhor é o saldo positivo que nos resta: momentos e pessoas inesquecíveis e elos de grandes amizades sinceras.

Agradeço a cada um que esteve ao meu lado durante esse tempo.

Ao meu grande companheiro sempre presente, Roberto Silva (Robertinho), pelo apoio, cuidado e dedicação durante todo esse tempo. As idas e vindas a Valença, o esforço e compromisso em cada coleta e a alegria incontável são características de cada momento que passamos. Obrigada mesmo!

À Beth, orientadora (co) e amiga. Palavras inteligentes, firmes, de confiança... atitudes de confiança. Sem dúvidas uma das maiores responsáveis pelo meu crescimento profissional e também pessoal. O crédito que me deu, a paciência e a disposição para ouvir todas as minhas histórias (que nunca foram poucas) e também lorotas. Seu caráter e compromisso, sem nenhuma palavra, já nos faz pensar duas vezes antes de deixar algum furo.

À Eliane (orientadora) pelo apoio e compreensão desde o início. A confiança que me deu durante todo o período de desenvolvimento do trabalho é sem dúvidas o mais marcante.

Aos meus amigos Itaynara, Isis, Eline, Khalil, Carlos e André pela ajuda nas tarefas e principalmente pela presença nos momentos de risadas e cafezinhos ao longo do dia.

Aos colegas Telmo, Fernando e Andréa, do laboratório de Leguminosas pelo apoio nas diversas coletas.

Aos ‘figuras’ Itamar e João Luiz, só risada! Em todo momento ao nos esbarrarmos pelos corredores uma piadinha nova. O que seria de mim sem o Itamar ‘fera’ em micorrizas.

Aos colegas de sala de aula, grandes ajudadores. Eu com minha ampla experiência agrônômica (uau!), perdida em diversos trechos das explicações de diversas aulas (Química do solo então!). Ufa, Deus é bom. Obrigada por essa turma tão especial e amiga: Andréa, Anita, Ana, Rosa, Valdemir, William, e os demais colegas.

Ao pessoal da secretaria, Roberto, Luciene e Marquinhos pelo apoio.

Aos colegas do alojamento. Um mesmo espaço, um mesmo corredor, vários interesses, diferentes pensamentos e inúmeras atitudes inesperadas. Obrigada pela possibilidade do convívio.

Aos meus pais (Waldir e Maria das Graças) que desde minha partida rumo a um objetivo profissional, sempre me apoiaram e acreditaram em mim.

Meus irmãos (Cecília e Rinaldo) que, mesmo de longe, são gigantes segundo o que eu acredito como pessoas competentes e capazes.

A toda minha família, presente ou não, pelo elo de amor que nos une.

A uma nova família, gerada no coração de Deus e preparada para me acolher da forma como sou, Comunidade Evangélica de Seropédica. A nova vida adquirida sob a graça de Deus, comecei verdadeiramente a enxergar a partir dessa comunhão. Novos conceitos, novas

atitudes, novo objetivo e uma melhor visão do futuro. Obrigada por terem me acolhido e cuidado de mim. À Dulce, Pastora, irmã, fiel e grande amiga.

Ao Curso de Pós-graduação em Agronomia – Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e à Embrapa Agrobiologia pelo suporte para realização do estudo. A todos que contribuíram de forma direta e indireta no desenvolvimento de cada etapa de trabalho e a CAPES pelo apoio financeiro.

RESUMO

BIANCHI, Miriam de Oliveira. **Avaliação da funcionalidade do solo em sistemas florestais enriquecidos com leguminosas**. Seropédica: UFRRJ, 2009. 56f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

O trabalho foi desenvolvido em uma área de pasto abandonado, originalmente sob a cobertura da Mata Atlântica, com o objetivo de avaliar o processo de sucessão e recuperação de áreas degradadas. Em área localizada no município de Valença, estado do Rio de Janeiro – Brasil, no ano de 2001 foi realizado o plantio de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio em diferentes proporções: 0% (0L), 25% (25L), 50% (50L) e 75% (75L). Para avaliação da biota do solo, a amostragem se deu em duas épocas, uma ao final da estação seca (agosto/2007) e outra na estação chuvosa (fevereiro/2008). Outras amostragens foram realizadas em uma floresta secundária e em duas áreas de pasto, um abandonado (Pasto B), com vegetação de gramíneas espontâneas e alguns sub-arbustos, e um periodicamente freqüentado por animais, com vegetação predominante de gramíneas do gênero *Brachiaria* (Pasto A). Para avaliação da produção de biomassa pelas espécies vegetais introduzidas, foram avaliados o aporte e o estoque de serapilheira apenas nas áreas revegetadas e na Mata. Para o aporte de serapilheira, de uma forma geral, observa-se que as áreas revegetadas não diferiram da mata, embora o tratamento 25L tenha apresentado quantidades superiores aos demais para todas as frações avaliadas. Já o acúmulo de material sobre o solo foi maior na mata, com maior parte constituída pela fração galhos, podendo justificar o maior tempo necessário para decomposição dos resíduos. O processo de revegetação aumentou a diversidade da fauna do solo de uma forma geral. Entretanto, essa alteração foi mais significativa entre as épocas de amostragens. Formicidae foi o grupo da fauna de maior destaque, apresentando-se abundante em todos os tratamentos para as duas épocas de coleta. No período chuvoso houve um aumento considerável da quantidade de invertebrados na camada de serapilheira nos tratamentos 0L, 25L, 50L, 75L e na mata. Já no período seco esse comportamento ocorreu na camada 0-10 cm. Os resultados dos índices de riqueza e densidade de esporos de FMAs foram superiores na época chuvosa, sendo verificados os maiores valores nas áreas de pasto, ou seja, no estágio mais inicial de sucessão. Os gêneros *Acaulospora* e *Glomus* foram os mais abundantes em todos os tratamentos, nas duas coletas e a espécie *Glomus macrocarpum* foi identificada em todas as amostras coletadas.

Palavras-chave: Leguminosas arbóreas. Indicadores biológicos. Remanescentes florestais

ABSTRACT

BIANCHI, Miriam de Oliveira. **Evaluation of soil functionality in forest systems enriched with leguminous trees.** Seropédica: UFRRJ, 2009. 56p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

The study was conducted in an area of abandoned pasture, originally under the cover of the Atlantic Forest, to evaluate the process of succession and restoration of degraded areas. The area was located in Valença municipality, State of Rio de Janeiro – Brazil. In 2001 it was conducted a planting of nitrogen fixing leguminous trees in different proportions: 0% (0L), 25% (25L), 50% (50L), and 75% (75L). Sampling for evaluation of soil biota occurred in two periods, one at the end of the dry season (August/2007) and another in the rainy season (February/2008). Other samples were taken in a secondary forest; and in two pasture areas, one without usage (Pasture B), with spontaneous vegetation of grasses and some shrubs, and another regularly grazed by animals with dominant vegetation of *Brachiaria* (Pasture A). To evaluate the biomass production by the plant species introduced, the input and storage of litter in the revegetated areas and the forest area were measured. For the litter input, in general, it was observed that the revegetated areas did not differ from the forest. Although the treatment 25L presented litter quantities greater than that in all other fractions evaluated. As for the accumulation of material on the soil it was higher in the forest, and most of the material consisted of tree branches, which may justify the increased time required for residue decomposition. In general, the reforestation process increased the soil fauna diversity. However, this change was more significant when compared the sampling seasons. The fauna group Formicidae had more prominence, showing high quantities in all treatments, for the two sampling periods. In the rainy season, there was a considerable increase in the amount of invertebrates in the litter layer of the treatments 0L, 25L, 50L, 75L, and in the forest. In the dry period this behavior was observed in the 0-10 cm layer. The results of the indexes richness and density of spores of AMFs were higher in the rainy season, and the highest values were verified in the pasture areas, which is the earliest stage of succession. The genus *Acaulospora* and *Glomus* were the most abundant in all treatments, in both sampling periods, and the specie *Glomus macrocarpum* was identified in all samples.

Key words: Leguminous trees. Biological indicators. Forest remnants

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Serra da Concórdia nos municípios de Valença e Barra do Pirai no Estado do Rio de Janeiro (CALDAS, 2006).	3
Figura 2. Localização do Parque Estadual da Serra da Concórdia, do Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia e do Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CALDAS, 2006).....	5
Figura 3. Temperaturas médias e precipitação da Fazenda Santa Mônica no período de 1983 a 2005.....	17
Figura 4. Esquema representativo da área revegetada com leguminosas no ano de 2001.....	19
Figura 5. Coletores utilizados para avaliação do aporte de serapilheira.	20
Figura 6. Vista geral da área amostral nas das duas épocas de amostragem: A- época seca e B- época chuvosa.....	21
Figura 7. Coleta da macrofauna do solo nas áreas de Pasto (A) e Mata (B).....	21
Figura 8. Produção média mensal de serapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) durante o período de novembro de 2007 a outubro de 2008 para as áreas revegetadas e de Mata.....	25
Figura 9. Composição relativa das frações folha, galho, material reprodutivo e refugo dentro da produção total encontrada para cada um dos tratamentos.	26
Figura 10. Acúmulo mensal de serapilheira sobre o solo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) durante o período de novembro de 2007 a outubro de 2008 para as áreas revegetadas e de Mata excluindo-se o mês de dezembro de 2007.....	28
Figura 11. Relação entre a precipitação média (1983 a 2005) e a taxa de decomposição (k) mensal do ano amostral.	28
Figura 12. Comparação entre a densidade total da macrofauna em cada tratamento e o número de formigas presentes nos mesmos para as duas épocas de coleta.	30
Figura 13. Distribuição vertical da macrofauna edáfica (serapilheira, 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) para os tratamentos 0 L, 25 L, 50 L, 75 L e Mata na época seca (agosto/2007).....	31
Figura 14. Distribuição vertical da macrofauna edáfica (serapilheira, 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) para os tratamentos 0 L, 25 L, 50 L, 75 L e Mata na época chuvosa (fevereiro/2008).....	32
Figura 15. Distribuição da macrofauna do solo nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm para os tratamentos Pasto A e Pasto B.	32
Figura 16. Composição relativa da macrofauna do solo (Ar-Araneae, Ca Oli-Casulo de Oligochaeta, Chi-Chilopoda, Cole-Celeoptera, Dipl-Diplopoda, Enc-Enchytraeidae, For-Formicidae, Hir-Hirudinea, Iso-Isopoda, Isop-Isoptera, Lar-Larvas, Oli-Oligochaeta, Sym-Symphyla, Ou-Outros), expressa em porcentagem do total de indivíduos. m^2 referente às áreas revegetadas e à Mata.....	35
Figura 17. Média dos grupos Coleoptera e Oligochaeta para os tratamentos 0L, 25L, 50L e 75L, respectivamente (1, 2, 3, 4).....	36
Figura 18. Análise de componentes principais dos atributos da macrofauna do solo nas diferentes áreas avaliadas da época seca.	38
Figura 19. Análise de componentes principais dos atributos da macrofauna do solo nas diferentes áreas avaliadas da época chuvosa.	38

Figura 20. Riqueza total de FMAs de todas as áreas estudadas nas duas épocas amostradas.	41
Figura 21. Ocorrência geral de gêneros de FMAs nas áreas de Pasto com cobertura da gramínea Brachiaria (PA), Pasto abandonado (PB), áreas revegetadas 0%, 25%, 50% e 75% de leguminosas fixadoras de nitrogênio e na área de Mata na época seca.....	41
Figura 22. Ocorrência geral de gêneros de FMAs nas áreas de Pasto com cobertura da gramínea Brachiaria (PA), Pasto abandonado (PB), áreas revegetadas 0%, 25%, 50% e 75% de leguminosas fixadoras de nitrogênio e na área de Mata na época chuvosa.	42

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Síntese de desflorestamento do bioma Mata Atlântica (BMA), no Estado do Rio de Janeiro nos períodos de 1995-2000 e 2000-2005.....	3
Tabela 2. Síntese de desflorestamento do bioma Mata Atlântica (BMA) nos municípios de Valença e Barra do Piraí, Estado do Rio de Janeiro.....	4
Tabela 3. Principais indicadores físicos, químicos e biológicos e suas relações com a qualidade do solo (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007).	9
Tabela 4. Categoria de ocorrência de espécies de FMAs revelados pelos estudos realizados em ecossistemas brasileiros (Modificado de STURMER & SIQUEIRA, 2005).	14
Tabela 5. Classificação dos solos da Serra da Concórdia, situada nos municípios de Valença e Barra do Piraí – RJ (CALDAS, 2006).....	15
Tabela 6. Caracterização química do solo nas diferentes áreas avaliadas na região do Santuário de Vida Silvestre na Serra da Concórdia, Valença/Barra do Piraí-RJ.	16
Tabela 7. Espécies arbóreas leguminosas fixadoras de nitrogênio implantadas no ano de 2001 em área de pasto abandonado na Fazenda Santo Antônio da Aliança, Valença/Barra do Piraí, RJ (PRODETAB 039-01/99 - Desenvolvimento de sistemas agroflorestais para recuperação e sustentabilidade de áreas de Mata Atlântica. Resp. Avílio Franco).....	17
Tabela 8. Espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica.....	18
Tabela 9. Descrição dos tratamentos avaliados seguidos pelas correspondentes siglas.....	19
Tabela 10. Acúmulo anual de matéria seca (novembro/2007- outubro/2008) nos diferentes componentes do material formador da serapilheira (folhas, galhos, estruturas reprodutivas, refugos) entre as áreas reflorestadas e de Mata em Valença, RJ.....	24
Tabela 11. Produção anual de serapilheira em áreas florestais e revegetadas em t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ . ..	26
Tabela 12. Estoque médio anual de serapilheira e distribuição entre seus componentes nas áreas revegetadas (0L, 25L, 50L, 75L) e na Mata, no município de Valença, RJ.	27
Tabela 13. Taxas de decomposição (k) e tempos (dias) necessários para a decomposição de 50% (t 0,5) e 95 % (t 0,05) da serapilheira.....	29
Tabela 14. Densidade de organismos e erro padrão da macrofauna do solo encontrada em cada tratamento avaliado para as duas épocas de coleta.	29
Tabela 15. Parâmetros ecológicos relativos à fauna do solo.	30
Tabela 16. Densidade populacional média dos principais grupos que apresentaram diferenças estatísticas entre uma época e outra de coleta, dentro de cada tratamento.....	37
Tabela 17. Densidade de esporos e riqueza média de espécies obtidas em 50 cm ³ de solo para cada tratamento.....	39
Tabela 18. Frequência de ocorrência das espécies em cada tratamento expressa em porcentagem, na época seca.	43
Tabela 19. Frequência de ocorrência das espécies em cada tratamento expressa em porcentagem, na época chuvosa.	44

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1. Mata Atlântica	2
2.2. Serra da Concórdia	3
2.3. Recuperação de Remanescentes Florestais.....	5
2.4. Funcionalidade do Solo em Ambientes Florestais	8
2.5. Serapilheira.....	9
2.6. Fauna do Solo	11
2.7. Fungos Micorrízicos	12
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.1. Caracterização da Área de Estudo	15
3.1.1. Localização	15
3.1.2. Características gerais	15
3.2. Espécies Vegetais Introduzidas	17
3.3. Área Experimental.....	18
3.4. Aporte e Estoque de Serapilheira	19
3.5. Fauna do Solo	20
3.5.1. Amostragem.....	20
3.5.2. Processamento do material	21
3.6. Fungos Micorrízicos	22
3.6.1. Extração e contagem de esporos	22
3.6.2. Identificação de FMAs.....	22
3.7. Análises Estatísticas	22
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
4.1. Produção de Serapilheira	24
4.1.1. Aporte	24
4.1.2. Estoque de serapilheira e taxa de decomposição	27
4.2. Fauna do Solo	29
4.2.1. Composição da comunidade da macrofauna do solo.....	29
4.2.2. Distribuição vertical.....	31
4.3. Fungos Micorrízicos	39
4.3.1. Caracterização geral e densidade de esporos	39
4.3.2. Diversidade de FMAs	40
5. CONCLUSÕES.....	45
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

1. INTRODUÇÃO

Caracterizadas como um dos ecossistemas mais ricos em espécies do planeta, as florestas tropicais têm sido submetidas a perda de boa parte de sua composição biótica pela alta taxa de desmatamento e degradação de seus ambientes, acelerados pelo progresso da civilização, seja através da obtenção de matérias primas diversas, seja pela substituição por sistemas de produção ou, ainda, devido ao desenvolvimento de áreas urbanas.

Nesse sentido, formações fragmentadas surgem como representantes de áreas originalmente cobertas por Mata Atlântica e demais ecossistemas, tornando-se caracterizadas pela diminuição da área total e isolamento das remanescentes.

Conforme as paisagens florestais se fragmentam, muitas mudanças físicas e ecológicas surgem como resultado da perda e isolamento de habitats, levando à redução das populações de espécies, alterações nos padrões de migração e dispersão, além de tornarem os habitats expostos a condições adversas que anteriormente não existiam, levando a uma possível ação negativa sobre a diversidade biológica ao longo do tempo (TERBORGH et al., 1997).

O crescente desmatamento e a conseqüente fragmentação de florestas aumentam a vulnerabilidade da comunidade de árvores dos remanescentes florestais e leva a mudanças ambientais que influenciam drasticamente as condições do sub-bosque. Modificações microclimáticas decorrentes da alteração do habitat, tais como aumento da incidência de luz e temperatura, podem diminuir o sucesso de estabelecimento de plântulas da floresta e facilitar o estabelecimento de plântulas da vegetação secundária (BENITEZ-MALVIDO, 1998). Indivíduos que se desenvolvem no interior do fragmento possuem exigências ecológicas diferentes e apresentam menor tolerância a ambientes que recebem mais luz (RICKLEFS, 2003).

No caso de espécies arbóreas, a alteração na abundância de agentes polinizadores, dispersores, predadores e patógenos modificam as taxas de recrutamento de plântulas e os incêndios e mudanças microclimáticas, que atingem de forma mais intensa as bordas dos fragmentos, alteram diretamente as taxas de mortalidade de árvores (VIANA & PINHEIRO, 1998).

Essa perda de vegetação e a conseqüente redução no incremento de matéria orgânica ao solo trazem problemas à sua estrutura e conseqüentemente no espaço poroso, alterando a disponibilidade de água, atividade biológica, comprometendo o suprimento de nutrientes, principalmente o nitrogênio, resultando na improdutividade do sistema.

Como fim, as práticas de recuperação de fragmentos florestais visam facilitar os processos da sucessão natural, restabelecendo a estrutura e composição da floresta através da regeneração natural. Dessa forma, considerações a serem feitas nos processos de sucessão vegetal, estão relacionadas a propriedades que emergem com a associação de organismos vivos: o uso de espécies arbóreas leguminosas, bactérias diazotróficas, fungos micorrízicos e da fauna do solo. Essas associações biológicas agregam novas características ao ecossistema, tornando-o mais resistente a condições ambientais mais extremas, como aquelas encontradas em áreas degradadas.

Assim, estudando a resposta de alguns atributos biológicos considerados como indicadores das alterações ocorridas no sistema solo-serapilheira, neste trabalho buscou-se avaliar o processo de recuperação de uma área de pasto abandonado onde foi realizado o plantio de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio em diferentes proporções e que atualmente encontra-se em diferentes estágios de desenvolvimento.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mata Atlântica

Classificada como conjunto de fisionomias e formações florestais, a Mata Atlântica, um complexo e exuberante conjunto de ecossistemas de grande importância abriga parcela significativa da diversidade biológica do Brasil. Vista como um mosaico de biodiversidade é composta de vários tipos de vegetação, distribuídos ao longo de 27° de latitude sul, com grandes variações de altitude (PINTO & BRITO, 2005). Como um verdadeiro *hotspot*, a Mata Atlântica brasileira tem níveis excepcionais de biodiversidade, que estão sob enorme pressão. Infelizmente, ao longo do tempo seu mosaico de ecossistemas foi sendo transformado pela exploração e expansão das atividades econômicas.

O processo de transformação da paisagem do território da Mata Atlântica e o legado ambiental que nos chegou até hoje são produtos das relações de populações passadas com o meio (OLIVEIRA, 2007). Conseqüentemente, as transformações ocorridas neste processo, que dizem respeito a artificialização da natureza, da criação de novas funcionalidades e relações, bem como da transformação da paisagem, são o resultado visível da forma como se dá essa associação, de como, mediante a apropriação da natureza, da sua incorporação na reprodução material e simbólica dos grupos sociais, geram-se marcas na terra (VARGAS, 2004).

Essa interferência modificou completamente a paisagem. Formas intensivas de monocultura são citadas como fator que causa a perda da biodiversidade. (GALINDO-LEAL, C & CÂMARA, 2005). Atualmente registra-se, que a Mata Atlântica tenha sido reduzida a 7,26% de sua cobertura original (INPE..., 2008), e esses remanescentes encontram-se distribuídos pela costa do país em pequenos fragmentos. Essa fragmentação da cobertura original reduz a área dos habitats, alterando toda a dinâmica das populações animais e vegetais, afetando também o número de espécies presentes (RAMBALDI & OLIVEIRA, 2003).

O crescimento populacional é um dos fatores que mais ameaçam a biodiversidade desses remanescentes. Cerca de 70 % da população do país vive atualmente em municípios que possuem a totalidade de seu território no bioma (INPE, 2008), sendo que a maioria vive nas grandes metrópoles, como São Paulo e Rio de Janeiro (PINTO & BRITO, 2005). O atlas de remanescentes mostra que, de 1985 a 1995, mais de 1 milhão de hectares foram desmatados em dez estados dentro do domínio do bioma. Esse total significou o desflorestamento de mais de 11 % dos remanescentes da Mata Atlântica, comprometendo, regiões onde estão localizados importantes centros de endemismo.

Um exemplo é o Estado do Rio de Janeiro, que entre 1985 e 1990 perdeu 30.579 ha e entre 1990 e 1995 mais 140.372 ha, ou seja, 170.951 ha em dez anos. Já no período de 2000-2005 houve uma redução de 85% (Tabela 1). Levantamentos de campo identificaram desflorestamentos na ordem de 1 a 2 ha, o tal “efeito formiga” (pequenos desmatamentos realizados em série), ainda muito intenso e verificado em áreas menores (INPE, 2008).

No Rio de Janeiro, à época do descobrimento, a Mata Atlântica cobria cerca de 98 % do território fluminense, englobando a mata propriamente dita, classificada como ombrófila densa, e ecossistemas associados, como manguezais, restingas e campos de altitude. O processo de desmatamento prosseguiu durante o decorrer da história, no estado, com a crescente remoção de florestas para comportar lavouras comerciais ou de subsistência, para a implantação de pastagens e, também, para ceder espaço para a crescente urbanização de amplos espaços.

Tabela 1. Síntese de desflorestamento do bioma Mata Atlântica (BMA), no Estado do Rio de Janeiro nos períodos de 1995-2000 e 2000-2005.

UF	Área do Estado (ha)	% BMA no Estado	Floresta (ha)			Desflorestamento 1995-2000		Desflorestamento 2000-2005	
			2000	2005	%	ha	ha	%	
RJ	4.383.523	100	816.166	815.538	18.60	4.096	628	-85	

Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - SOS Mata Atlântica/INPE maio/2008 (<http://www.inpe.br/>). Acessado em 16/09/2008.

Hoje, no entanto, calcula-se que as áreas florestais remanescentes da superfície do Estado estejam em vários estágios de conservação (IEF...2008). O que se torna um problema, visto que além dos aspectos paisagísticos notáveis, a floresta desempenha funções como reguladora do ciclo hidrológico e da qualidade da água dos rios, reduz o risco de enchentes e inundações, da erosão dos solos e do assoreamento dos rios. Outras importantes funções a considerar são as de amenização do clima, de contribuição na preservação da biodiversidade e de sobrevivência de espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção.

2.2. Serra da Concórdia

A Serra da Concórdia, com uma altitude que varia de 372 a 1080 metros, está situada no médio vale do Paraíba do Sul (Figura 1), entre as elevações da Serra da Mantiqueira a noroeste e da Serra do Mar no lado oposto.

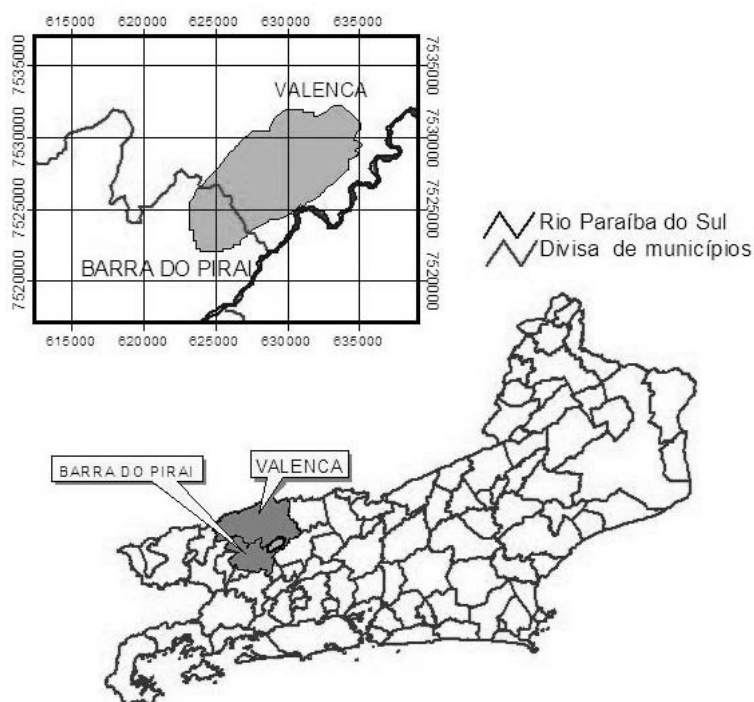


Figura 1. Localização da Serra da Concórdia nos municípios de Valença e Barra do Pirai no Estado do Rio de Janeiro (CALDAS, 2006).

Abrangendo 5.980 hectares, localiza-se entre os municípios de Valença e Barra do Pirai, oeste do Estado, apresentando um número significativo de exemplares da flora e fauna atlântica, além de ser um grande e estratégico manancial de água potável para a região

(EMBRAPA...2008). A região faz parte do Complexo Paraíba do Sul, do período Arqueano (entre 3,85 a 2,5 bilhões de anos atrás).

A Serra da Concórdia bem como todo o Vale do Paraíba do Sul era coberta por formações florestais que perduraram sem significativas alterações até o início do século XIX (GOLFARI & MOOSMAYER, 1980), tendo sido progressivamente substituídas por plantações de café e posteriormente por pastagens (Tabela 2). As áreas abandonadas foram sendo ocupadas por florestas secundárias que atualmente se encontram em diferentes estágios sucessionais.

Tabela 2. Síntese de desflorestamento do bioma Mata Atlântica (BMA) nos municípios de Valença e Barra do Piraí, Estado do Rio de Janeiro.

Município	UF	Área do Município (ha)	Área Bioma Mata Atlântica (ha)	% Remanescentes florestais totais	
				ha	%
Valença	RJ	130.676,10	130.676,10	21.046,76	16
Barra do Piraí	RJ	57.683,90	57.683,90	10.140,52	18

Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Resultados por Município Período 2000-2005 - SOS Mata Atlântica/INPE maio/2008 (<http://www.inpe.br/>). Acessado em 16/09/2008.

Fazendo um estudo florístico e fitossociológico da área, Spolidoro (2001) concluiu que a formação florestal encontra-se em fases diferentes de regeneração, caracterizando-se por uma fitofisionomia em mosaico.

Caldas (2006) encontrou que 62,8% das dependências da Serra da Concórdia estão ocupadas por remanescentes de vegetação em estágio secundário de regeneração (49,8% nos estágios médio e avançado e 13,9% no estágio inicial), que ocupam as faces das vertentes orientadas para o sul numa razão três vezes maior do que as faces orientadas para o norte. Já as áreas de preservação permanente correspondem a 53%, onde 62,3% destas áreas estão cobertas com vegetação florestal nos estágios médio e avançado de regeneração, o que confere maior cobertura ao solo, cria um microclima mais favorável ao desenvolvimento da vegetação, tem expectativa de abrigar maior diversidade de espécies, enquanto que nos fragmentos em estágio inicial de regeneração, tais condições ainda não ocorrem.

Duas unidades de conservação estão localizadas na Serra da Concórdia: o Parque Estadual da Serra da Concórdia com 804,41 ha, criado em 30/12/2002 (Decreto nº 32.577) e o Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia, com 40 ha, ambos localizados no município de Valença (Figura 2). Há ainda uma área particular de preservação, o Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia, com 220 ha, sendo pequena porção neste município e maior parte em Barra do Piraí. O Santuário foi criado em 1992 pelo projeto “Santuários de Vida Silvestre” da Fundação Pró Natureza – FUNATURA, com a finalidade de preservar e perpetuar a fauna e a flora do ecossistema da Serra da Concórdia (CALDAS, 2006).

Existem dois fragmentos maiores que 1.000 hectares ocupando a parte central da área, circundados por 70 menores, que têm grande importância como fonte de irradiação de novas espécies para as áreas adjacentes. A distância entre os fragmentos é pequena, apenas um está a mais de 350m dos demais, o que facilita a dispersão de propágulos e de indivíduos. No entanto, os contornos dos fragmentos são bastante irregulares, com grande área de borda, o que os deixa mais vulneráveis (CALDAS, 2006).

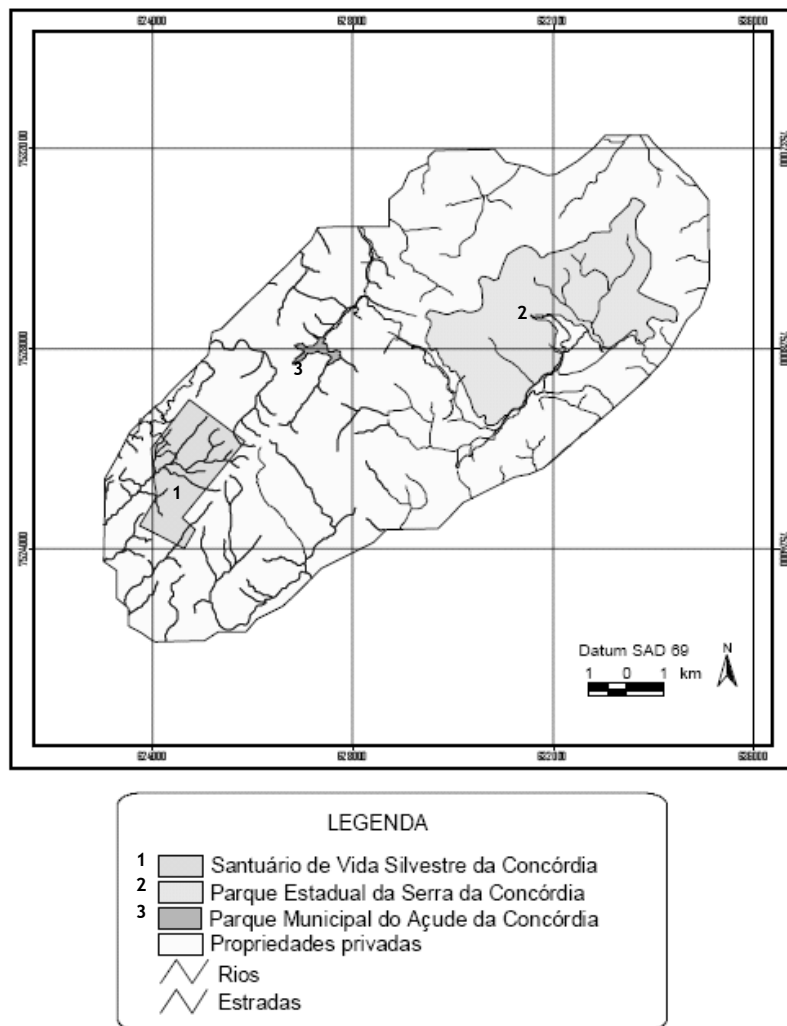


Figura 2. Localização do Parque Estadual da Serra da Concórdia, do Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia e do Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CALDAS, 2006).

Encontra-se ainda nas dependências da Serra da Concórdia uma área de preservação permanente equivalente a 3.640,2 ha, dos quais 2.268,2 ha estão cobertos com vegetação florestal em estágio médio/avançado de regeneração. De uma forma geral, houve um aumento nas áreas com fisionomia florestal, principalmente nas bordas dos fragmentos. Destes, merece destaque o aumento que ocorreu na área do Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia e suas proximidades (50,4 ha) e na parte centro-leste da Serra (79,8 ha).

2.3. Recuperação de Remanescentes Florestais

No que se refere ao processo de recuperação de ecossistemas florestais, alguns conceitos devem ser bem elaborados na tentativa de se estabelecer métodos eficientes e com possibilidades de êxito. Nesse sentido, segundo Jesus (1994) os conceitos de restauração e reabilitação são de grande importância. O primeiro, definido por Viana (1990) como o conjunto de tratamentos que visam recuperar a forma original do ecossistema, ou seja, a sua estrutura original, dinâmica e interações biológicas, é geralmente recomendado para ecossistemas raros e ameaçados, demandando maior tempo e resultando em custos

significativamente maiores. Já o segundo diz respeito a tratamentos que buscam a recuperação de uma ou mais funções do ecossistema, que podem ser basicamente econômica e/ou ambiental, aplicando-se normalmente em áreas onde o nível de degradação é elevado e há a necessidade do imediatismo na recuperação. Esses conceitos são de vital importância para se definir a estratégia da recuperação, onde o nível de degradação e o custo pesam na escolha da técnica.

A ecologia da restauração, definida como o processo de alterar intencionalmente um local para restabelecer um ecossistema que ocupava aquele local originalmente se dá através do restabelecimento da diversidade e composição da estrutura da vegetação e funções do ecossistema (PRIMACK & RODRIGUES, 2001), como melhoria da qualidade da água, redução de erosão, alimento para a fauna e refúgio de biodiversidade entre outros.

Segundo IBAMA (1990), a revegetação é a prática mais adequada para se obter uma formação eficiente do novo solo, controlar os agentes erosivos, evitar a poluição das águas, e promover o retorno e a manutenção da vida selvagem. Outro fator condicionante do processo de reabilitação de áreas degradadas diz respeito à oferta de propágulos, em função da distância, da qualidade da fonte e dos agentes dispersores, visto que a distância dos remanescentes florestais em relação à área em processo de reabilitação vai influenciar a quantidade de propágulos que chega à área, bem como a riqueza de espécies da área circunvizinha (PARROTA, 1993 apud CHADA *et al.*, 2004).

Programas de revegetação devem contemplar o retorno de espécies vegetais transformando-se em zonas de proteção da própria vegetação natural da floresta, visto que são áreas potenciais para o desenvolvimento de programas de revegetação e/ou enriquecimento por apresentarem ainda remanescentes de vegetação primária e secundária e extensas regiões com campos em várias fases de estádios sucessionais. A recomposição da vegetação proporciona a formação de uma fonte constante de matéria orgânica pela deposição do material formador da serapilheira, reciclando nutrientes oriundos do solo ou da atmosfera, e aqueles contidos nos tecidos vegetais (COSTA *et al.*, 1997).

A utilização de espécies nativas para reflorestamento ou recomposição florística de áreas desmatadas é de grande importância para reduzir o impacto ambiental e conservar a biodiversidade. O conhecimento das exigências nutricionais e das relações ecológicas das espécies facilita o desenvolvimento de tecnologias, a obtenção de mudas sadias destinadas a programas de formação de mata, bem como a utilização econômica das espécies nativas para diversos fins (GONÇALVES *et al.*, 1992).

O plantio de leguminosas arbóreas atende às necessidades de rápido estabelecimento de uma cobertura vegetal, conjugada com efeitos de maior duração, como oferta contínua de N, aumento da população microbiana, elevada deposição, além de mudanças microambientais, (sombra, retenção de umidade e redução de temperatura), que atuam como ativadoras e reguladoras dos recursos disponíveis, de forma, a permitir o surgimento de espécies mais exigentes.

Em ambientes tropicais, observa-se grande diferença na intensidade e nos processos de intemperismo que ocorrem à superfície e em profundidade do solo (ANJOS *et al.*, 2008). Visto que no ambiente o solo possui as funções de reter e purificar a água, promover a degradação de poluentes, restaurar e aumentar a resiliência dos ecossistemas e promover a ciclagem de elementos químicos, como o carbono, a perda de vegetação e o declínio nos estoques e na qualidade de matéria orgânica, afetam sua qualidade. O aumento da erosão pode acarretar problemas à sua estrutura no que se refere à disponibilidade de água e atividade biológica, comprometendo o suprimento de nutrientes, principalmente o nitrogênio, resultando na improdutividade do sistema (FRANCO *et al.*, 1996; LAL, 2001; SIQUEIRA *et al.*, 2008).

Dessa forma, no sistema solo-planta os processos que regulam as transformações, fluxos e dinâmica dos elementos químicos são muito interdependentes e bem regulados pelo estoque e frações de C e das transformações desses compartimentos de matéria orgânica (SIQUEIRA et al., 2008).

Uma das primeiras funções da vegetação relaciona-se ao processo de formação do solo, onde através da penetração de suas raízes, atua de forma direta pela produção de exsudatos e CO₂, modificações de pH e ciclagem de nutrientes, e indiretamente através da estabilização de agregados, controlando assim a erosão e portanto, a remoção de materiais, além de aumentar a capacidade de armazenamento de água, permitindo a contínua ação dos processos químicos de hidrólise e hidratação (DREVER, 1994).

Ainda dentro das conseqüências da redução da diversidade vegetal, está o processo de fragmentação de ecossistemas naturais (VIANA & PINHEIRO, 1998), induzindo a uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais, que afetarão de forma diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade de diferentes espécies e, portanto, a estrutura e dinâmica de ecossistemas. Entre estes estão a redução da área, a maior exposição ao efeito de borda e isolamento, e a constante pressão antrópica. Estes fatores se manifestam e se combinam de diversas formas, gerando diferentes formas de degradação.

Espécies leguminosas florestais que se associam a bactérias fixadoras de nitrogênio vêm recebendo destaque importante como alternativa de recuperação de solos degradados por se adaptarem a amplas faixas climáticas e edáficas, além de contribuírem com uma elevada produção de biomassa, ou seja, sua grande eficiência no aporte de serapilheira mais rica em nutrientes beneficiando assim a disponibilidade e ciclagem de nutrientes (FRANCO et al., 1996). Nesse sentido, para eficiência da revegetação de áreas tropicais, a adoção do uso de microrganismos simbiotes de raízes de árvores que aumentam a eficiência na utilização de elementos essenciais para o crescimento e desenvolvimento da flora, constitui-se em um dos elementos básico-essenciais para práticas de reflorestamento.

O plantio de espécies facilitadoras da sucessão natural, em locais onde, a princípio, uma série de barreiras impede o desenvolvimento do processo pode levar à reabilitação de ecossistemas florestais. O crescimento rápido, a capacidade de estabelecimento em condições limitantes, a atração de fauna e a grande deposição de serapilheira são características desejáveis de espécies para plantios de reabilitação (CHADA et al., 2004).

Chada et al. (2004) concluíram que o reflorestamento com leguminosas arbóreas mostrou-se eficaz na ativação dos mecanismos de sucessão natural, e que essa sucessão apresentou um gradiente de desenvolvimento, maior densidade de indivíduos e maior riqueza de espécies em função da menor distância dos remanescentes florestais por estes exercerem influência na quantidade de propágulos que chegam à área.

Entretanto, Reis et al. (1996) questionam o uso de espécies de uma única família botânica no processo de reflorestamento, por considerarem importante ter a diversidade original do ecossistema como modelo, para não se correr o risco de inibição do processo de sucessão que completaria o de recuperação.

Considerações a serem observadas nos processos de sucessão vegetal, estão relacionadas a propriedades que emergem com a associação de organismos vivos. Neste caso, faz-se do uso de espécies arbóreas leguminosas, bactérias diazotróficas, fungos micorrízicos e da fauna do solo que, associados agregam novas características, capacitando-se para as condições mais extremas em termos ambientais, como aquelas encontradas em áreas degradadas, e para absorção de nutrientes com alta eficiência.

Um outro passo diz respeito a como avaliar se as intervenções estão surtindo efeito sobre as funcionalidades esperadas das áreas revegetadas. Nesse caso, pode-se optar por

indicadores que integrem funções chave do ecossistema e sejam capazes de repostas rápidas a manejo, clima e outras variáveis do ambiente.

Segundo Doran & Parkin (1994) um bom indicador da qualidade do solo deve, entre outros fatores, estar associado aos grandes processos do ecossistema, integrar propriedades químicas, físicas e biológicas e ser sensível ao manejo e ao clima.

Islan & Weil (2000) consideram que, mesmo a qualidade do solo não podendo ser medida diretamente por se caracterizar como um estado funcional complexo, pode ser inferida a partir de propriedades indicadoras de sua qualidade. Pependick & Parr (1992) descrevem esses atributos como propriedades mensuráveis do solo que influenciam na capacidade do mesmo de favorecer a produção agrícola, nas funções ambientais do solo e na sua capacidade de realizar uma função específica. Definindo as funções do solo, bem como identificando os atributos de cada função, pode-se selecionar um conjunto mínimo de indicadores para medição de cada atributo (CHAER, 2001).

2.4. Funcionalidade do Solo em Ambientes Florestais

O processo de degradação do solo caracteriza-se, segundo Lal (1997) como a perda real ou potencial da produtividade, acarretada por fatores naturais ou antropogênicos. Essencialmente traduz-se como o declínio da qualidade do solo ou redução da sua produtividade e capacidade do ambiente de se auto-sustentar.

Nesse sentido, os termos “qualidade” ou mesmo “saúde do solo” surgem como a capacidade de um determinado tipo de solo, seja em ecossistemas naturais ou agrícolas, para desempenhar uma ou mais funções relacionadas à manutenção da qualidade do ambiente, sustentando a produtividade e a diversidade biológica, promovendo a saúde de plantas e animais, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, bem como proporcionar suporte para estruturas sócio-econômicas e habitação humana (DORAN & PARKIN, 1994; KARLEN et al., 1997).

A adequação do solo para sustentar o crescimento vegetal e atividade biológica é uma função das propriedades físicas (porosidade, capacidade de retenção de água e estrutura) e propriedades químicas (capacidade de fornecer nutrientes, pH, salinidade, etc.) (DORAN, 1998). A capacidade para armazenar e fornecer água é um fator importante na disponibilidade hídrica para as plantas, bem como no transporte de poluentes ambientais de superfície e de subsuperfície. Outro papel-chave relaciona-se ao ciclo dos principais elementos exigidos por sistemas biológicos, decomposição dos resíduos orgânicos, e transporte de nutrientes químicos.

Ainda segundo Doran (1998), tal como o ar ou a água, a qualidade do solo tem um efeito profundo sobre a saúde e a produtividade de um determinado ecossistema e os ambientes a ele relacionados. No entanto, ao contrário do ar ou da água para a qual temos padrões de qualidade, a definição e quantificação da qualidade do solo é complicada pelo fato de que não é diretamente consumido pelo homem e animais como os primeiros. Assim, essa propriedade é muitas vezes pensada como um resumo das características dos solos que não podem ser definidas, por dependerem de fatores externos tais como dos ecossistemas, das práticas de manejo e das interações ambientais, sócio-econômicas e prioridades políticas, entre outras.

Nessa perspectiva é fundamental a escolha de um conjunto mínimo de indicadores (Tabela 3) que apresentem características como facilidade de avaliação, aplicabilidade em diferentes escalas, capacidade de integração, adequação ao nível de análise da pesquisa, utilização no maior número possível de situações, sensibilidade às variações de manejo e clima e possibilidade de medições por métodos quantitativos e/ou qualitativos (DORAN et al., 1996; USDA, 2001).

Tabela 3. Principais indicadores físicos, químicos e biológicos e suas relações com a qualidade do solo (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007).

Indicadores	Relação com a qualidade do solo
Físicos	
Estrutura do Solo	Retenção e transporte de água e nutrientes.
Infiltração e densidade do solo	Movimento de água e porosidade do solo.
Capacidade de retenção de umidade	Armazenamento e disponibilidade de água.
Químicos	
pH	Atividade biológica e disponibilidade de nutrientes.
Condutividade elétrica	Crescimento vegetal e atividade microbiana.
Conteúdo de N, P e K	Disponibilidade de nutrientes para as plantas.
Biológicos	
Biomassa microbiana	Atividade microbiana e reposição de nutrientes.
Mineralização de nutrientes (N, P e S)	Produtividade do solo e potencial de suprimento de nutrientes.
Respiração do solo	Atividade microbiana.
Fixação biológica do N ₂ (FBN)	Potencial de suprimento de N para as plantas.
Atividade enzimática do solo	Atividade microbiana e catalítica no solo.
Matéria orgânica do solo (MOS)	Fertilidade, estrutura e estabilidade do solo.

Além disso, a qualidade do solo ultrapassa os limites físicos, já que interfere diretamente nos demais compartimentos do ambiente. As características, químicas, físicas, e por consequência, biológicas dos solos, podem alterar a distribuição da vegetação e criar limitações ao desenvolvimento da sucessão vegetal, alterando todos os ciclos biogeoquímicos (DUNCAN et al., 2008). Um dos desafios da avaliação da qualidade do solo é, portanto entender essa relação com o ambiente como um todo e seus mútuos efeitos. Na Figura 3, encontra-se o modelo conceitual desta interação do solo com o componente arbóreo, que é o foco de investigação deste trabalho.

2.5. Serapilheira

O processo de recuperação e recomposição da estrutura vegetal, bem como o aporte de biomassa que proporciona ao sistema, exerce grande influência sobre as características físicas e químicas do solo. Concomitantemente, a atividade da comunidade de organismos do solo, associada a fatores ambientais, atua sobre o material depositado na superfície, acelerando os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes.

A serapilheira, representada pelo material aportado ao solo, principalmente pela vegetação, (ARAÚJO et al., 2005) constitui-se num componente fundamental na ciclagem de nutrientes em solos de florestas e pastagens naturais (STEVENSON, 1994). Atua na superfície do solo como um sistema de entrada e saída, via aporte de material vegetal e sua posterior decomposição, processos particularmente importantes na restauração da fertilidade do solo em áreas em início de sucessão ecológica (EWEL, 1976 apud ARATO et al., 2003). Neste contexto, a serapilheira depositada sobre o solo das florestas tem papel fundamental na dinâmica de ecossistemas florestais, fornecendo bases para um manejo adequado e para a avaliação de impactos decorrentes da atividade antrópica (CÉSAR, 1991).

Segundo Odum (1988), a camada serapilheira representa o componente de detritos que pode ser considerado como um tipo de subsistema ecológico, no qual os microrganismos trabalham em conjunto com pequenos artrópodes para decompor a matéria orgânica. Daí a idéia de que esta seja a principal via de transferência de nutrientes para a sustentação de uma

floresta, visto que quantidades baixas de nutrientes entram através da chuva e do intemperismo do solo (KÖNIG et al., 2002).

A quantificação do aporte de material vegetal formador de serapilheira reflete a produtividade do sistema em questão. Florestas sobre solos de baixa fertilidade normalmente retornam menor quantidade desse material quando comparadas a regiões de solos férteis. Enquanto isso, o acúmulo de serapilheira na superfície do solo está diretamente relacionado ao processo de decomposição, ou seja, quanto maior a quantidade de material que cai e quanto menor for sua velocidade de decomposição, maior será o acúmulo e mais espessa a camada formada sobre o solo (CORREIA & ANDRADE, 2008).

Uma série de alterações ocorre no ambiente em conseqüência à produção, deposição e decomposição da serapilheira. A estrutura e dinâmica da comunidade de plantas são influenciadas pela heterogeneidade temporal e espacial no ambiente (FACELLI & PICKETT, 1991; MOLOFSKY & AUGSPURGER, 1992). A comunidade de organismos decompositores pode ter sua atividade alterada pelas mudanças físicas do solo decorrentes da liberação de nutrientes e de compostos fenotóxicos (FACELLI & PICKETT, 1991; MOORHEAD et al., 1998). Bem como fatores de microsítio como luz, temperatura, umidade do solo e disponibilidade de nutrientes estão sujeitos a alterações em decorrência da quantidade de serapilheira depositada, influenciando, conseqüentemente, a germinação e o estabelecimento de plântulas (FACELLI & PICKETT, 1991).

Dessa forma, a vegetação é a principal responsável pela variabilidade horizontal da serapilheira, uma vez que quanto mais diversa for a comunidade vegetal, mais heterogênea será a serapilheira em pontos adjacentes (CORREIA & ANDRADE, 2008). Por outro lado, a heterogeneidade vertical da serapilheira, ou seja, sua diferenciação em camadas evidencia fatores como contribuição química, qualidade nutricional, disponibilidade de água no solo entre outras, e é decorrente da velocidade de decomposição, que por sua vez é determinada por fatores climáticos, edáficos e biológicos.

Em ecossistemas florestais tropicais, a produção de serapilheira ocorre de forma contínua, sendo alterada a quantidade produzida de acordo com a época e com o tipo de vegetação considerada (LEITÃO-FILHO et al., 1993). Dentro de um mesmo tipo florestal a produção também varia de acordo com o grau de perturbação, ou seja, áreas muito perturbadas apresentam um número alto de espécies pioneiras que possuem crescimento rápido e ciclo de vida curto, investindo pesadamente na produção de biomassa em curto espaço de tempo (MARTINS & RODRIGUES, 1999), enquanto que áreas menos modificadas possuem um pequeno número de espécies pioneiras, apresentando menor produção de biomassa (LEITÃO-FILHO et al., 1993).

Werneck et al. (2001) confirmam a influência do grau de perturbação sobre a produção de serapilheira em uma floresta semidecidual, embora relatem que essa maior produção não está condicionada à presença de espécies pioneiras que são encontradas em abundâncias nos trechos perturbados, e sim à estrutura da floresta e à conseqüente formação de um dossel mais desenvolvido.

Muitos estudos relatam a influência do período amostral na quantidade de serapilheira aportada. Segundo Dias & Oliveira Filho (1997), na estação seca, o maior valor de deposição seria ocasionado pela grande quantidade de folhas liberadas pelas plantas, provocada como alternativa ao estresse hídrico. Herbohn & Congdon (1993) consideram a ocorrência de maior produção nesse mesmo período decorrente principalmente do estresse hídrico. Poggiani & Monteiro Júnior (1990) sugeriram que, na época em que o solo está suprido em água, devido à ocorrência de chuvas no inverno, a queda de folhas deve ser postergada para os meses seguintes.

Araújo et al. (2006), estudando a deposição de serapilheira em área de uma reserva biológica em Poço das Antas – RJ, observaram dois períodos de maior produção, um entre os

meses chuvosos e outro durante o período mais seco. Pinto et al. (2008) sugerem ainda que a maior queda de folhas durante os meses de setembro e outubro em uma área de floresta estacional semidecídua no município de Viçosa, MG como consequência da influência mecânica dos ventos.

2.6. Fauna do Solo

A importância da diversidade animal para os ciclos biogeoquímicos pode ser vista mais diretamente através de transformações biogeoquímicas específicas que os organismos do solo desempenham. Seus efeitos nesses ciclos podem ser diretos ou indiretos.

Um efeito direto é definido como qualquer modificação induzida por um organismo, que pode sem mais nenhum outro envolvimento biológico, alterar as transformações e o transporte de elementos nos solos. Estes por sua vez estão relacionados à fragmentação e incorporação ao solo de detritos vegetais, promovendo um aumento na disponibilidade de recursos para os microrganismos e mediando a transferência de solutos e particulados profundamente no perfil do solo. Já os efeitos indiretos envolvem a estimulação ou inibição da atividade de algum outro organismo, que tem como consequência a mudança de alguma propriedade do sistema (ANDERSON & FLANAGAN, 1989; HENDRIX et al., 1990; LEE & PANKHURST, 1992).

No entanto, a intensidade dessas transformações é dependente de fatores tais como, o metabolismo e estratégia de vida do organismo saprófago, quantidade e qualidade do recurso alimentar, tipo de solo e características climáticas (LAVELLE et al., 1992). Essa estreita associação da comunidade da fauna com os processos que ocorrem no subsistema decompositor e a sua grande sensibilidade a interferências no ambiente, sua abundância e composição refletem o padrão de funcionamento do ecossistema e os constitui como bons indicadores de mudanças no sistema (LINDEN et al., 1994; STORK & EGGLETON, 1992).

De uma forma geral, toda a composição da fauna do solo está intimamente relacionada aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. Entretanto, o tamanho dos invertebrados do solo e sua forma de respiração, aquática ou aérea, refletem a sua forma de adaptação às limitações do ambiente (LAVELLE, 1997). Assim, do ponto de vista funcional, a fauna do solo é na maioria das vezes classificada por tamanho (SWIFT et al., 1979) em 3 principais grupos: microfauna, mesofauna e macrofauna.

A microfauna do solo compreende os invertebrados aquáticos que vivem no filme de água do solo, cujo tamanho é inferior a 0,2 mm, como protozoários e nematóides, que atuam de maneira indireta na ciclagem de nutrientes através da ingestão de fungos e bactérias. Já a mesofauna compreende organismos com diâmetro corporal entre 0,2 a 2,0 mm, tais como ácaros, colêmbolos e enquitreídeos que participam desses processos regulando a comunidade microbiana, produzindo pelotas fecais, criando bioporos e promovendo a humificação (HENDRIX et al., 1990).

A macrofauna do solo é representada por um grupo diverso tanto em termos morfológicos quanto comportamentais, que inclui minhocas, térmitas e diplópodes, entre outros, com diâmetro corporal superior a 2 mm (LAVELLE, 1997). Suas principais funções estão relacionadas à fragmentação de detritos vegetais e animais da serapilheira. Mesmo não promovendo grandes modificações químicas na serapilheira ingerida, ocorrem intensas modificações físicas, como a redução do tamanho dos detritos e o consequente aumento da superfície relativa e hidratação (CORREIA & ANDRADE, 2008).

O grupo de invertebrados que compõe a macrofauna do solo possui também habilidade para cavar e criar estruturas específicas que permitem a sua movimentação e sobrevivência no solo, tais como: buracos, galerias, ninhos e câmaras, além da deposição de coprólitos e fezes enriquecidas com uma quantidade significativa de microrganismos oriundos da passagem pelo

tubo digestivo, promovendo a decomposição e liberação de nutrientes mesmo alguns dias após sua deposição (CORREIA & ANDRADE, 2008).

Pela sua capacidade de afetar profundamente a estrutura do solo, tais organismos também têm sido chamados de “engenheiros do ecossistema” (STORK & EGGLETON, 1992), conceituados como aqueles organismos que através das estruturas físicas que produzem, podem modificar a disponibilidade ou a acessibilidade de recursos para outros organismos. Sua atividade e produção de estruturas biogênicas podem modificar a abundância ou estrutura de suas próprias comunidades (JONES et al., 1994; HOLE, 1981), além de intensificarem a ação microbiana de mineralização (DANGERFIELD, 1990).

Os variados grupos que compõem a comunidade da fauna do solo são afetados por diversos fatores, como clima, tipos de manejo, vegetação, etc. Dessa forma, alterações na abundância relativa e diversidade das espécies de invertebrados do solo têm sido usadas como indicadores de mudanças no manejo ou na cobertura vegetal (CURRY & GOOD, 1992; STORK & EGGLETON, 1992).

Embora a fauna do solo exiba uma grande diversidade funcional, sem dúvida alguma, ela é largamente ultrapassada pela enorme diversidade de espécies contida nesse ambiente, onde grande parte dos grupos está associada a várias atividades, desempenhando inúmeras funções (ANDREW et al., 1994).

2.7. Fungos Micorrízicos

Em solos tropicais, devido à baixa fertilidade natural, o fósforo (P) é o nutriente mais limitante da produtividade de biomassa (NOVAIS & SMYTH, 1999), em consequência do material de origem, da grande influência do intemperismo e da grande interação do P com o solo (RAIJ, 1991; GUILHERME, 2005).

O baixo potencial de inoculo no solo de microrganismos benéficos para as plantas como os fungos micorrízicos, na maioria das áreas destinadas ao reflorestamento, e o conhecimento sobre a capacidade das espécies em formar simbioses com certos fungos do solo é de fundamental importância para o sucesso do reflorestamento, podendo determinar a necessidade ou não de inoculação das plantas na fase de formação de mudas (ABBOTT & ROBSON, 1991).

Micorrizas são formadas pela associação de fungos especializados do solo do filo Glomeromycota com as raízes das plantas hospedeiras, constituindo-se num processo de co-evolução adaptativa, resultando em modificações morfofisiológicas para a planta (SMITH & READ, 1997). Nessa relação mutualista, é fundamental a interação entre o fungo e a planta.

Os fungos micorrízicos encontram-se amplamente distribuídos na maioria dos ecossistemas, desde os florestais aos desérticos, em regiões tropicais, temperadas e árticas e representam a mais ampla associação entre plantas e fungos encontrada na natureza (SOUZA & SILVA, 1996). As ectomicorrizas são o tipo mais importante nas florestas de clima temperado, enquanto as micorrizas arbusculares são predominantes nas florestas tropicais (JANOS, 1980), contribuindo para a sobrevivência e crescimento das espécies de plantas, principalmente em ambientes desfavoráveis (SAGGIN JÚNIOR & SIQUEIRA, 1995).

Esses fungos são encontrados nos solos como esporos, hifas ou mesmo infectando fragmentos de raízes (SYLVIA & JARSTFER, 1992), onde diferem na maneira e na intensidade com que colonizam. Podem ter sua composição de espécies modificada pelas alterações das condições do solo, durante a formação da associação em campo (SIEVERDING, 1991; ABBOTT & GAZEY, 1994). Essa composição da comunidade fúngica micorrízica tem, por sua vez, o potencial de influenciar e ser influenciada pela composição da comunidade vegetal.

Como a camada superficial do solo é onde se concentram as raízes absorventes das plantas, esta se torna, então, o principal habitat e reservatório de propágulos de FMAs nos ecossistemas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Dessa forma, a perda de vegetação ou a perda da camada superficial que possui os maiores teores de matéria orgânica e da modificação da estrutura do solo em consequência de processos erosivos ou ações mecânicas podem promover a remoção parcial ou total dos propágulos desses organismos.

Desempenham ainda importante papel no ciclo de nutrientes em florestas tropicais e estão envolvidos intimamente com o estado vegetativo das plantas com as quais estão associados. (CARRENHO et al., 2001). Com a crescente degradação de áreas naturais nas últimas décadas, principalmente florestas, tem crescido o empenho de cientistas e ambientalistas em restabelecer a composição da flora original, como forma de recuperar o potencial genético dessas áreas (BARBOSA et al., 1989). Nesse sentido, há várias décadas têm sido reconhecidos os efeitos das micorrizas arbusculares na nutrição vegetal. Os estímulos ao crescimento das plantas, atribuídos aos fungos micorrízicos arbusculares (FMA's) estão fortemente correlacionados com a maior acumulação de nutrientes de baixa mobilidade, em particular o P (SANTOS et al., 2001).

As micorrizas arbusculares promovem um incremento significativo da área de absorção radicular das plantas colonizadas, maximizando o aproveitamento de água e nutrientes, como o fósforo (P), o nitrogênio (N) e o potássio (K), e outros micronutrientes (SMITH & READ, 1997; BRUNDRETT, 1996). Além disso, também propiciam melhor resistência ao estresse hídrico, às temperaturas elevadas, à acidez por serem mais tolerantes à presença de Al, e maior tolerância a condições de toxidez do solo, proteção do sistema radicular contra patógenos (SMITH & READ, 1997; NEWSHAM et al., 1995), e na estabilização do solo por promover sua agregação (MILLER & JASTROW, 2002). Essa estruturação é proporcionada através da atividade mecânica das hifas, quanto pela liberação de exsudatos dessas mesmas hifas, como a glomalina (RILLIG, 2004).

Resultados contraditórios surgem no que se refere à absorção de ferro, manganês e alumínio pela planta, uma vez que Clark & Zeto (2000) encontraram que estas, estando associadas a FMAs têm essa atividade diminuída. Esta variação parece ser determinada pela identidade de ambos os genótipos, tanto dos fungos como das plantas, bem como pelo contexto ambiental.

A ocorrência das espécies de FMAs é muito variável, mas bastante diversa mesmo em solos degradados (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Dessa forma, identificam-se grupos caracterizados quanto ao padrão de ocorrência como: generalistas, intermediários e raros (Tabela 4).

Avaliando a influência da arborização de cafezais sobre os FMAs, Bonfin et al. (2007) observaram a interferência do período amostral, onde na época seca encontrou um maior número de esporos. Isso se deve à redução na disponibilidade hídrica durante esse período, acarretando à planta um menor vigor vegetativo, induzindo nos microorganismos associados a ela, mecanismos de adaptação, como a elevação da esporulação.

Tabela 4. Categoria de ocorrência de espécies de FMAs revelados pelos estudos realizados em ecossistemas brasileiros (Modificado de STURMER & SIQUEIRA, 2005).

Categoria	Exemplos de espécies
Generalistas	<i>Acaulospora scrobiculata</i> , <i>A. laevis</i> , <i>A. mellea</i> , <i>A. marronia</i> , <i>Entrophospora colombiana</i> , <i>Gomus clarum</i> , <i>G. etunicatum</i> , <i>G. fasciculatum</i> , <i>G. decipiens</i> , <i>Gigaspora gigantea</i> , <i>Gi. margarita</i> , <i>Scutellospora hetrogama</i> , <i>S. pellucida</i> , <i>Archaeospora leptoticha</i> e <i>Paraglomus occultum</i> .
Intermediárias	<i>Acaulospora delicata</i> , <i>A. longula</i> , <i>A. myriocarpa</i> , <i>Glomus aggregatum</i> , <i>G. albidum</i> , <i>G. diaphanum</i> , <i>G. geosporum</i> , <i>G. intraradices</i> , <i>G. monosporum</i> , <i>G. mousseae</i> , <i>G. tortuosum</i> , <i>G. albidum</i> , <i>Archaeospora gerdemannii</i> , <i>Scutellospora aurigloba</i> e <i>S. dipapilosa</i> .
Raras	<i>Acaulospora delicata</i> , <i>A. delatada</i> , <i>Glomus desericola</i> , <i>G. maculosum</i> , <i>G. pansihalos</i> , <i>Gigaspora. rosea</i> , <i>Gi. tenue</i> , <i>Scutellospora cerradensis</i> , <i>S. minuta</i> , <i>S. reticulata</i> , <i>S. scutata</i> e <i>Paraglomus brasilianum</i> .

Para Saggin-Jr (1997) o sucesso de reflorestamentos com espécies nativas depende da capacidade de estabelecer espécies vegetais sob os estresses impostos pelo ambiente, de modo que a mata formada seja capaz de aumentar a matéria orgânica e a atividade biológica do solo, promover a ciclagem de nutrientes e iniciar o processo de sucessão. Além da dispersão natural, a diversidade em matas regeneradas dependerá diretamente da capacidade das espécies arbóreas suportarem os estresses ambientais, nutrirem-se satisfatoriamente e adaptarem-se ao ecossistema regenerado, vivendo em competição ou sinergismo com outras espécies.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da Área de Estudo

3.1.1. Localização

O trabalho foi realizado na Fazenda Santo Antônio da Aliança, na Serra da Concórdia, localizada nos municípios de Valença e Barra do Piraí, Estado do Rio de Janeiro entre as coordenadas geográficas 22°22'22" de latitude sul e 43°47'23" de longitude oeste e altitude de cerca de 650 m, em área de relevo ondulado (FRANCO, 2004). Esta região corresponde ao setor médio da bacia do rio Paraíba do Sul, cujas feições refletem o alto controle geológico disposto em um conjunto de falhas e fraturas com orientação NE - SO, da unidade geomorfológica denominada alinhamento de cristas do Paraíba do Sul. A área de reserva florestal particular está estimada em 220 hectares, tendo sido criada em 1992 pelo projeto "Santuário de Vida Silvestre" da fundação-FUNATRA, a fim de preservar e perpetuar a fauna e a flora do ecossistema da Serra da Concórdia.

3.1.2. Características gerais

Os processos pedogenéticos em cada parte das regiões da Serra da Concórdia são fortemente influenciados pelo material de origem e pelo relevo movimentado, gerando Cambissolos distróficos nas áreas mais jovens, Latossolos nas partes mais soerguidas e Gleissolos nos pequenos terraços fluviais. Caldas (2006) fazendo o levantamento de onze perfis de solo completos identificou seis classes de solo (Tabela 5) ao longo da área.

Tabela 5. Classificação dos solos da Serra da Concórdia, situada nos municípios de Valença e Barra do Piraí – RJ (CALDAS, 2006).

Perfil	Classificação do solo
01	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico latossólico
02	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico latossólico
03	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico
04	GLEISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico incéptico
05	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico latossólico
06	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico léptico
07	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico
08	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico latossólico
09	CAMBISSOLO HÚMICO Distrófico típico
10	LATOSSOLO AMARELO Distrófico
11	CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico latossólico

O tipo de solo predominante neste local pode ser classificado como, Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico A moderado com textura argilosa (MOTHCI, 1978 *apud* SPOLLIDORO, 2001). A análise de fertilidade do solo, realizada utilizando amostras de solo de cada uma das parcelas onde foram coletados os demais parâmetros avaliados está representada na Tabela 6.

Tabela 6. Caracterização química do solo nas diferentes áreas avaliadas na região do Santuário de Vida Silvestre na Serra da Concórdia, Valença/Barra do Pirai-RJ.

Tratamentos	pH	Al	Ca+Mg	Ca	Mg	P	K
		-----cmolc.dm ³ -----				----- mg.dm ⁻³ -----	
PA	5,33 A	0,25 B	4,76 AB	2,33 AB	2,43 AB	4,69 A	193,63 A
PB	5,30 A	0,16 B	4,56 B	2,11 B	2,45 AB	4,25 A	144,38 A
0L	5,63 A	0,06 B	7,36 A	4,37 A	2,99 A	3,09 A	162,88 A
25L	5,55 A	0,10 B	6,79 AB	3,78 AB	3,00 A	2,56 A	160,75 A
50L	5,46 A	0,08 B	7,67 A	4,67 A	3,01 A	3,43 A	137,38 A
75L	5,45 A	0,09 B	6,85 AB	4,36 A	2,49 AB	12,55 A	236,13 A
MA	4,66 B	0,63 A	4,12 B	2,50 B	1,74 B	4,81 A	89,25 A

Valores seguidos da mesma letra na mesma coluna não diferem significativamente entre si pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

O Santuário de Vida Silvestre apresenta sua região fitoecológica denominada como Floresta Estacional Semidecidual, por sua vez caracterizada como floresta que é submetida à ação climática desfavorável, seca ou fria, onde a porcentagem das árvores caducifólias, no conjunto florestal e não das espécies que perdem as folhas individualmente, é de 20 e 50% (IBGE, 1992).

A área, parte do domínio da Mata Atlântica, suporta diferentes formas de ocupação e manejo de seus recursos naturais, constituindo-se num ambiente de grande interesse para estudos ambientais. Entretanto, o que originalmente tratava-se de uma cobertura completamente florestal foi, a partir do século XVI, com a colonização, cedendo lugar a cultivos agrícolas, atividades pecuárias e ocupação humana, sendo hoje um remanescente constituído em grande parte por formações secundárias e fragmentadas.

Segundo dados da estação meteorológica localizada no Campo Experimental de Santa Mônica, de propriedade da Embrapa Gado de Leite (DERESZ *et al.*, 2006), localizada também na Serra da Concórdia, o clima da região foi classificado, segundo Koppen, como Cwa, tropical de altitude, com precipitação pluviométrica de 1.225 mm (média dos últimos dez anos) (Figura 3), temperatura média das máximas de 30°C e umidade relativa do ar de 72%.

Os meses mais chuvosos são novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março com estação seca no inverno. Nos demais, a precipitação mensal é inferior a 50 mm (média dos últimos 10 anos), podendo chegar a zero em alguns meses na época seca do ano. O verão é época de maior concentração de chuvas, sendo estas pouco expressivas no inverno (NIMER, 1979 *apud* CALDAS, 2006).

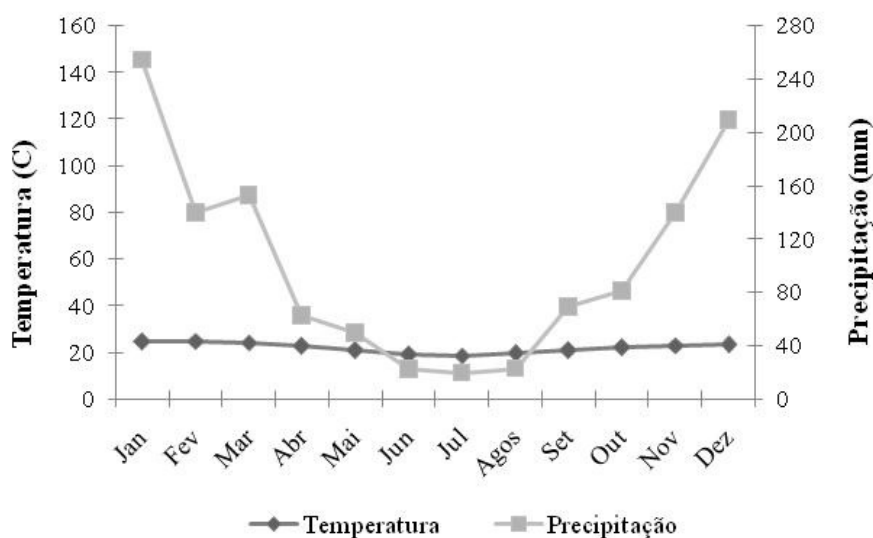


Figura 3. Temperaturas médias e precipitação da Fazenda Santa Mônica no período de 1983 a 2005.

Devido às barreiras oriundas das formações da Serra do Mar e da Mantiqueira, o Vale do Paraíba do Sul tem pouca incidência pluviométrica uma vez que, à medida que as nuvens se afastam do mar, em direção ao interior do continente, elas vão se dispersando de forma que se pode esperar uma redução da precipitação com o aumento da distância da costa ou de alguma fonte de umidade (CALASANS et al., 2002 *apud*, CALDAS, 2006).

3.2. Espécies Vegetais Introduzidas

Na área, caracterizada como um pasto abandonado e com acentuado declive (segundo CALDAS, 11,31 a 24,23 graus), no ano de 2001 foi realizado o plantio de espécies arbóreas secundárias de valor econômico nativas de Mata Atlântica, em consórcio com quatro proporções de leguminosas fixadoras de nitrogênio de rápido crescimento. Cada parcela foi formada por aproximadamente 200 mudas, no espaçamento de 2 X 2 m, plantadas em curva de nível.

As espécies da família Leguminosae-Mimosoideae aplicadas nas diferentes proporções estão descritas na Tabela 7.

Tabela 7. Espécies arbóreas leguminosas fixadoras de nitrogênio implantadas no ano de 2001 em área de pasto abandonado na Fazenda Santo Antônio da Aliança, Valença/Barra do Pirai, RJ (PRODETAB 039-01/99 - Desenvolvimento de sistemas agroflorestais para recuperação e sustentabilidade de áreas de Mata Atlântica. Resp. Avílio Franco).

Nome científico	Nome vulgar
<i>Acacia auriculiformis</i>	Acacia auriculada
<i>Acacia mangium</i>	Mangium
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Sabiá
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Orelha-de-negro
<i>Pseudosamanea guachapele</i>	Guachapele

Já as espécies arbóreas de valor econômico, utilizadas no plantio realizado em 2001, estão descritas na Tabela 8:

Tabela 8. Espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica.

Nome científico	Nome vulgar	Família
<i>Peltophurum dubium</i>	Farinha-seca	Leguminosae-Caesalpinoideae
<i>Chorisia speciosa</i>	Paineira	Bombacaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau-jacaré	Leguminosae-Mimosoideae
<i>Dalbergia nigra</i>	Jacarandá-da-bahia	Leguminosae-Papilionoideae
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	Ipê-rosa	Bignoniaceae
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	Ipê-amarelo	Bignoniaceae
<i>Colubrina glandulosa</i>	Sobrasil	Rhamnaceae
<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvu	Leguminosae-Caesalpinoideae
<i>Lithraea molleoides</i>	Aroeira	Anacardiaceae
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro-caia	Meliaceae
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i>	Jacarandá-mimoso	Bignoniaceae
<i>Caesalpinia peltophoroides</i>	Sibipiruna	Leguminosae-Caesalpinoideae

As sementes foram inoculadas com estirpes eficientes de rizóbio para leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio. As mudas já inoculadas e micorrizadas foram formadas em sacos plásticos e mantidas em casa de vegetação. Após 3 a 4 meses no viveiro, as mudas foram levadas ao campo, no entanto antes, foi realizada aclimação das plantas, que consiste em colocá-las a pleno sol e reduzir gradativamente a irrigação contribuindo para um melhor estabelecimento das mudas no campo. As covas foram feitas manualmente com o auxílio de enxadões. O plantio foi feito em covas de 20 cm x 20 cm x 20 cm de dimensões, adubadas com 100 g de fosfato de rocha + 10 g de composto de micronutrientes (12% de Zn, 1,6% de Cu, 4% de Mn e 1,8% de B) + 25 g de sulfato de potássio + 25 g de calcário dolomítico.

3.3. Área Experimental

Formou-se um ensaio de blocos ao acaso com 4 tratamentos e 4 repetições, nas proporções de leguminosas distribuídas em 0 %, 25 %, 50 % e 75 % do total de plantas utilizadas por parcela. O espaçamento utilizado foi de 2 m x 2 m entre uma planta e outra. Foram implantadas 16 parcelas (Figura 4), cada uma com 35 m x 25 m.

Além da área revegetada outras áreas ao redor desta foram avaliadas sendo: uma mata, com aproximadamente 80 anos de desenvolvimento após a remoção da cobertura original, com baixa diversidade vegetal e as espécies arbóreas intercaladas com palmito, localizada em área de relevo ondulado; e duas áreas de pasto, um sem a presença de animais (Pasto B), com vegetação de gramíneas espontâneas e alguns sub-arbustos, ao longo de uma encosta localizada ao lado da área experimental e um periodicamente freqüentado por animais, com vegetação predominante de gramíneas do gênero *Brachiaria* (Pasto A).

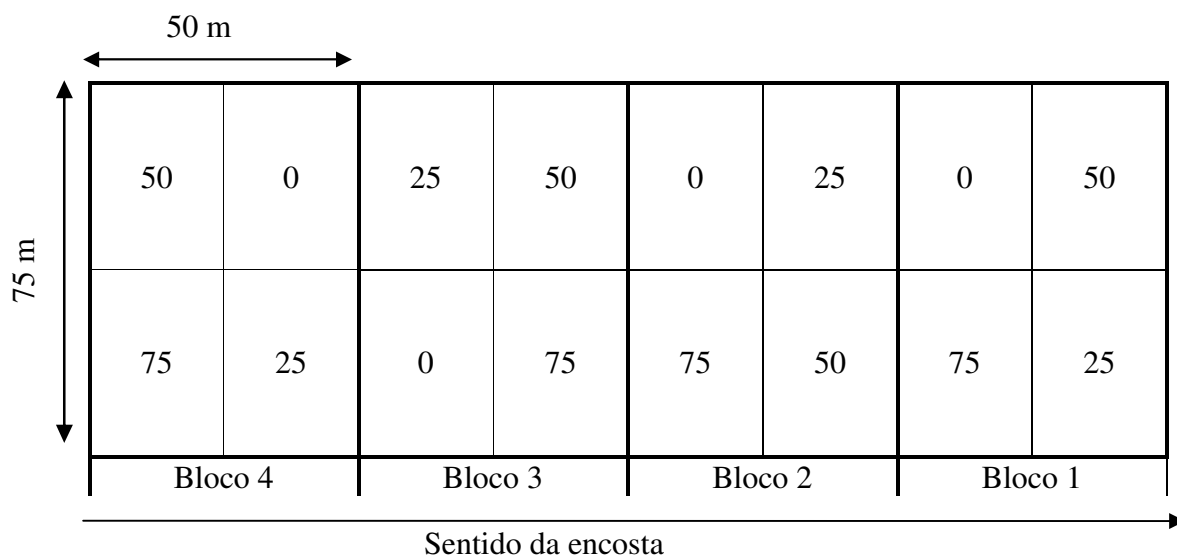


Figura 4. Esquema representativo da área revegetada com leguminosas no ano de 2001.

Para efeito de avaliação, os tratamentos referentes à área revegetada receberam siglas (Tabela 9) para facilitar a visualização e compreensão dos mesmos, de acordo com o percentual de leguminosas presentes em cada parcela. A saber:

Tabela 9. Descrição dos tratamentos avaliados seguidos pelas correspondentes siglas.

Tratamento	Sigla
Pasto A	PA
Pasto B	PB
0 % de Leguminosas	0L
25 % de Leguminosas	25L
50 % de Leguminosas	50L
75 % de Leguminosas	75L
Mata	MA

3.4. Aporte e Estoque de Serapilheira

Para avaliação da contribuição das espécies arbóreas à biomassa vegetal incorporada ao solo, foram instalados 20 coletores circulares (Figura 5) com área de 0,283 m² no dia 10/10/2007, identificados e distribuídos uniformemente pela área central de cada tratamento para evitar efeito de bordadura. Somente a mata e a área revegetada receberam os coletores, onde na primeira foram em número de quatro e na segunda, um coletor por parcela, em todos os blocos, totalizando quatro coletores por tratamento.

Para a avaliação do acúmulo de serapilheira na superfície do solo, foram utilizados quadrados metálicos de 0,50 m x 0,50 m para delimitar a área amostral. Nesse espaço é retirado todo o material vegetal depositado e estocado sobre o solo (ARATO et al., 2003; GARCIA et al., 2005).

A coleta e triagem do material retido nos coletores foram efetuadas a cada 15 dias e o material acumulado na superfície do solo retirado a cada mês, sendo cada coleta feita em uma parte diferente da área da parcela. As amostragens duraram 12 meses, de outubro de 2007 a setembro de 2008. O material foi triado e seco em estufa a 65 °C, sendo separado nas diferentes frações: galhos, folhas, material reprodutivo e refugo.

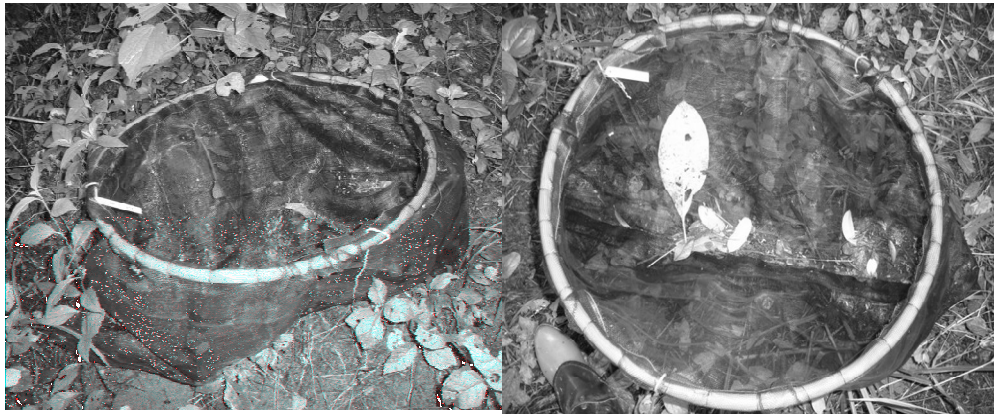


Figura 5. Coletores utilizados para avaliação do aporte de serapilheira.

A produção mensal e o estoque médio de serapilheira, foram expressos em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ mês e/ou $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mês}$, através de transformações dos pesos secos de cada fração bem como o somatório total de material vegetal coletado.

A taxa de decomposição da serapilheira foi determinada utilizando método proposto por Olson (1963), conforme equação abaixo (1).

$$K = \frac{PAS}{ES} \quad (1)$$

Em que: K = taxa de decomposição; PAS = produção anual de serapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$); ES = estoque de serapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

A partir do índice “K” foram calculados os tempos necessários para o desaparecimento de 50% ($t_{0,5}$) e 95% ($t_{0,05}$) da serapilheira (equação 2 e 3, respectivamente).

$$t_{0,05} = 0,693/k$$

(2)

$$t_{0,05} = 3/k$$

(3)

3.5. Fauna do Solo

3.5.1. Amostragem

A coleta da fauna do solo se deu em duas épocas (Figura 6), uma ao final da época seca (13/08/2007) e outra ao final da época chuvosa (25/02/2008).

Para isso utilizou-se o método de monolitos de solo (Figura 7) proposto pelo Programa Tropical Soil Biological and Fertility (TSBF) (ANDERSON & INGRAM, 1993), onde através de um modelo quadrado de 0,25 m x 0,25 m, os blocos de solo são retirados nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm, além da serapilheira. Na área enriquecida com leguminosa, foram coletados dois pontos de amostragem (A e B) por tratamento, dentro dos quatro blocos, totalizando 8 pontos de amostragem por bloco. Já para a mata e para os

dois pastos foram oito pontos distribuídos ao longo da área, e sendo que nos dois últimos não houve coleta de serapilheira.

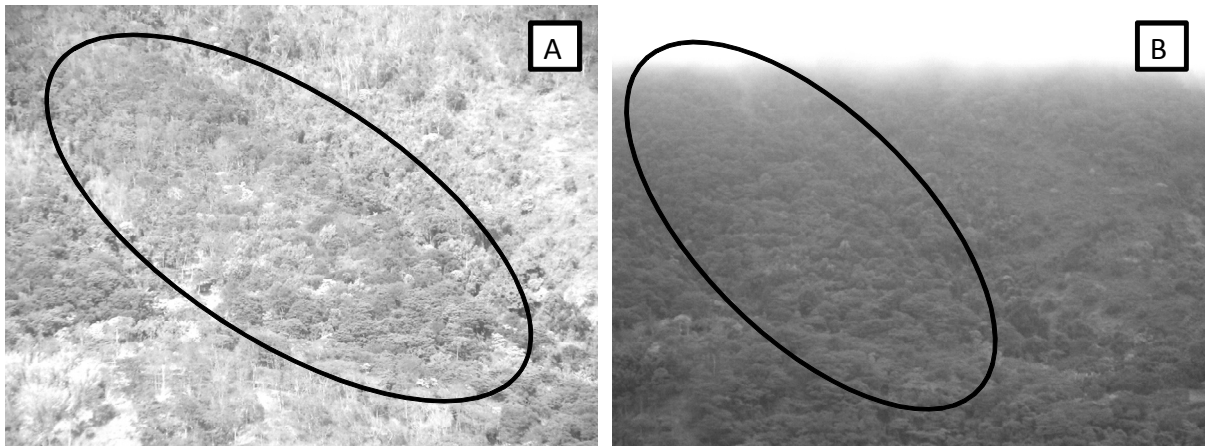


Figura 6. Vista geral da área amostral nas das duas épocas de amostragem: A- época seca e B- época chuvosa.

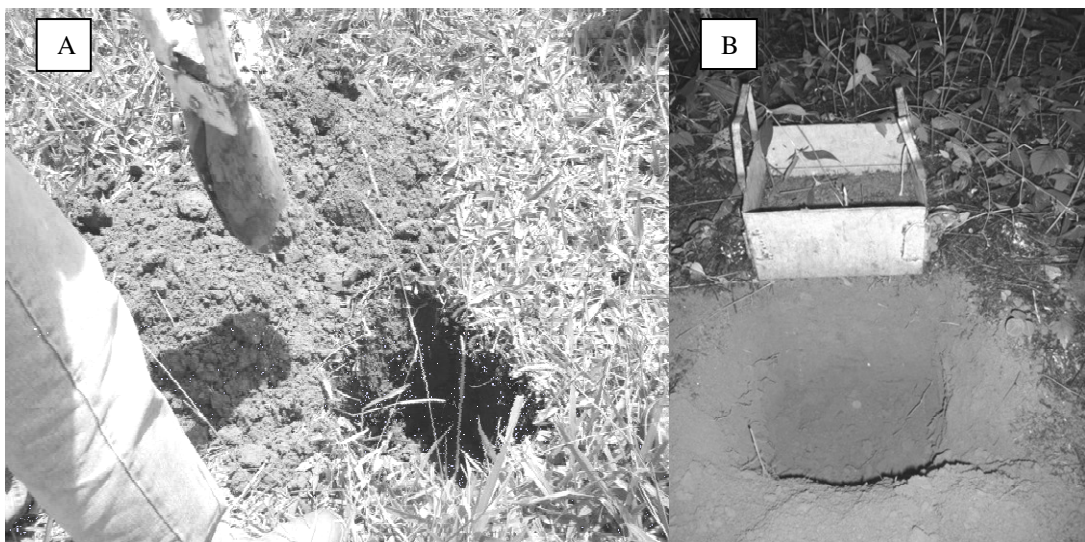


Figura 7. Coleta da macrofauna do solo nas áreas de Pasto (A) e Mata (B).

3.5.2. Processamento do material

O método utilizado na coleta consistiu da coleta das amostras de solo que foram colocadas uma a uma em bandejas, onde foram destorroadas e averiguadas manualmente e, cada indivíduo observado a olho nu foi retirado e colocado em frascos devidamente identificados contendo solução de álcool 70 %. Após a retirada de todos os animais, estes foram levados ao laboratório e observados à lupa para identificação em nível de grandes grupos taxonômicos como ordem, classe ou família de acordo com GALLO et al. (1988) e DINDAL (1990).

3.6. Fungos Micorrízicos

Para se avaliar a ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), foram coletadas amostras de solo numa profundidade de 0-5 cm, adjacentes aos pontos da coleta da macrofauna do solo e durante as mesmas épocas.

3.6.1. Extração e contagem de esporos

Em laboratório foram utilizados 50 cm³ de solo de cada das amostras para extração e contagem dos esporos.

Para extração utilizou-se a técnica de peneiramento úmido (GERDEMANN & NICOLSON, 1963) de forma adaptada, onde uma por vez, as amostras foram batidas em liquidificador, com um pouco de água, para desfazer os torrões e em seguida lavadas em água corrente repetidas vezes, passando sempre o conteúdo por uma seqüência de duas peneiras sobrepostas, seguindo a superior com malha de 1mm e a inferior de 0,053 mm, até que no fundo do balde restasse somente a areia presente no solo.

Peneiradas todas as repetições, o material retido foi colocado, cada um, em tubos de ensaio de 100 mL. Os tubos foram pesados, de forma a equilibrar os pesos de dois em dois para serem levados à centrífuga. Nela as amostras permaneceram por três minutos a uma rotação de 3000 rpm.

O sobrenadante de cada recipiente foi descartado e o conteúdo decantado misturado, ainda no tubo, a uma solução de sacarose 45 %, para promover um gradiente de densidade e conseqüente flutuação dos esporos presentes. Os pesos foram então novamente equilibrados e as amostras centrifugadas, agora a 2000 rpm durante 2 minutos.

Dessa vez, o sobrenadante foi derramado na peneira de 0,053 mm e lavado com água abundante, para retirar a sacarose. O restante retido na peneira foi colocado em frascos para posterior observação à lupa. A placa utilizada contém subdivisões em anéis de alto relevo, que permitem uma melhor visualização do espaço interno e facilitou, dessa forma, a contagem dos esporos.

3.6.2. Identificação de FMAs

Para a identificação dos gêneros dos fungos através dos esporos, estes foram colocados em uma placa de Petri e, através de movimentos circulares, agrupados no centro da placa. Os esporos foram separados segundo sua integridade, sendo aqueles que estivessem rompidos foram separados dos demais. O grupo selecionado como viável foi então dividido em dois, os esporos pipetados e colocados, um grupo por vez em cada ponta da placa.

Após secagem da água da placa, foi acrescentada uma gota de Resina de Polivinil Lactoglicerol (PVLG) sobre um grupo de esporos e uma gota do corante Melzer sobre o outro grupo. O PVLG para conservação e fixação dos esporos em condições normais e o Melzer para corar as paredes dos esporos. Em seguida foi colocada uma lamínula sobre cada um e, no grupo com corante, a lamínula pressionada para romper as paredes e permitir a entrada do corante para o interior dos esporos. As bordas das lamínulas foram vedadas com esmalte incolor e a lâmina foi levada para observação ao microscópio.

3.7. Análises Estatísticas

Para a avaliação da Fauna do Solo, as densidades dos diferentes grupos e do total de indivíduos por área e época foram estimadas, extrapolando-se as médias para indivíduos.m⁻², associadas aos respectivos erros padrões. As medidas de diversidade também calculadas por

área e época foram: a riqueza total, a riqueza média, o índice de diversidade de Shannon e o de equiabilidade de Pielou.

A análise paramétrica começa pelos testes de homogeneidade (Cochran e Bartlett, 5%) e normalidade (Lilliefors, 5%) com a utilização do programa Saeg - versão 8.1, onde estes devem apresentar variâncias homogêneas e distribuição normal. Em seguida, a análise dos testes de média (Teste de Scott-Knott) e análise de regressão utilizando o programa Sisvar. Essas análises foram utilizadas para avaliar somente os resultados obtidos na área revegetada, constituída num delineamento em blocos casualizados.

Para efeito de comparação entre a área revegetada e os demais tratamentos, Pasto A, Pasto B e Mata, fez-se uso do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, para a fauna do solo através do programa Saeg - versão 8.1, e do teste T de Bonferroni para os FMAs, aporte e estoque de serapilheira pelo Sisvar.

Com o objetivo de integrar as informações dos diferentes grupos da fauna de solo, com os tratamentos em que apareceram, foi realizada a análise de componentes principais, com o auxílio do programa Canoco 4.5.

Na construção de gráficos que representam a composição relativa da macrofauna em cada tratamento, os grupos que apareceram em um percentual inferior a 1 % foram reunidos em um único grupo denominado “outros”, para facilitar a visualização e compreensão dos resultados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Produção de Serapilheira

4.1.1. Aporte

Durante o período analisado, novembro de 2007 a outubro de 2008, não houve diferença estatística entre os tratamentos na produção de serapilheira total (Tabela 10), embora os maiores valores tenham sido observados para os tratamentos 25L (6.452,56 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e 0L (6.061,13 kg.ha⁻¹.ano⁻¹).

Tabela 10. Acúmulo anual de matéria seca (novembro/2007- outubro/2008) nos diferentes componentes do material formador da serapilheira (folhas, galhos, estruturas reprodutivas, refugos) entre as áreas reflorestadas e de Mata em Valença, RJ.

Tratamentos	Folhas	Galhos	Reprodutivo	Refugo	Peso total	Erro Padrão
	-----kg.ha.ano ⁻¹ -----					
0L	3.808,75 A	2.134,89 A	115,11 A	2,39 A	6.061,13 A	± 62,91
25L	4.190,72 A	1.906,36 A	355,39 A	0,09 A	6.452,56 A	± 50,59
50L	3.383,60 AB	1.868,73 A	58,57 A	0,53 A	5.311,43 A	± 55,05
75L	3.668,29 AB	1.722,88 A	114,22 A	3,45 A	5.508,83 A	± 46,27
MA	2.628,09 B	1.932,77 A	156,54 A	0,00 A	4.717,40 A	± 106,11

Valores seguidos da mesma letra na mesma coluna não diferem significativamente entre si pelo teste t de Bonferroni (p=0,05).

Consoante diferentes densidades de *Eucalyptus saligna* com a espécie *Falcataria molucana* da família Leguminosae, Binkley et al. (1992) observaram que o aumento da proporção de leguminosas favorecia o incremento de biomassa vegetal. Entretanto, características individuais de cada espécie resultam em influência no sistema como um todo. Nesse sentido, Valente et al. (2005) sugerem que sistemas com maior diversidade biótica proporcionam serapilheira de melhor qualidade, possibilitando a reconstrução de ecossistemas tropicais visto que se oferta quantidade e qualidade de propriedades emergentes, facilitando a entrada de espécies mais tolerantes a fatores ecológicos mais restritivos, aumentando a resiliência do ambiente em tendência de recuperação.

Do total de material vegetal produzido, a maior representatividade se deu pela fração folhas, onde o tratamento 25L, seguido de 0L apresentou a maior produção, diferindo estatisticamente da mata e equivalendo-se aos demais (Tabela 10). Além disso, tem-se verificado a maior contribuição dessa fração também no período mais seco (SUNDARAPANDIAN & SWAMY, 1999; ALVES et al., 2006; MARTINS & RODRIGUES, 1999; ARATO et al., 2003).

A deposição da fração galhos não apresentou diferença considerável entre os tratamentos (Tabela 10). Entretanto, no tratamento onde não houve plantio de leguminosas fixadoras de nitrogênio (0L), revegetado somente com espécies vegetais nativas e de interesse econômico, os valores foram visualmente maiores que os demais, principalmente com relação àquele apresentado pelo tratamento com 75% das espécies vegetais introduzidas (75L) com capacidade de fixar nitrogênio.

A produção alcançou seu valor máximo ao final da estação seca, no mês de outubro seguido pelo mês de agosto (Figura 8), e a menor quantidade de material foi depositada no

mês de janeiro, demonstrando características sazonais. Segundo Dias et al. (2002), o maior aporte de serapilheira nesse período pode ser ocasionado pelo estresse hídrico ocorrido nos meses anteriores, promovendo o aumento nos níveis endógenos dos promotores da senescência, etileno e ácido abscísico, resultando na queda das folhas.

Em florestas tropicais, a queda de folhas é considerada como contínua, variando em média com alguns picos durante a estação seca (GOLLEY, 1983; MEGURO et al., 1979). Característica essa advinda da ausência de extremos climáticos e da considerável diversidade florística dessa região, permitindo que a floresta produza serapilheira durante todo o ano (VITAL et al., 2004).

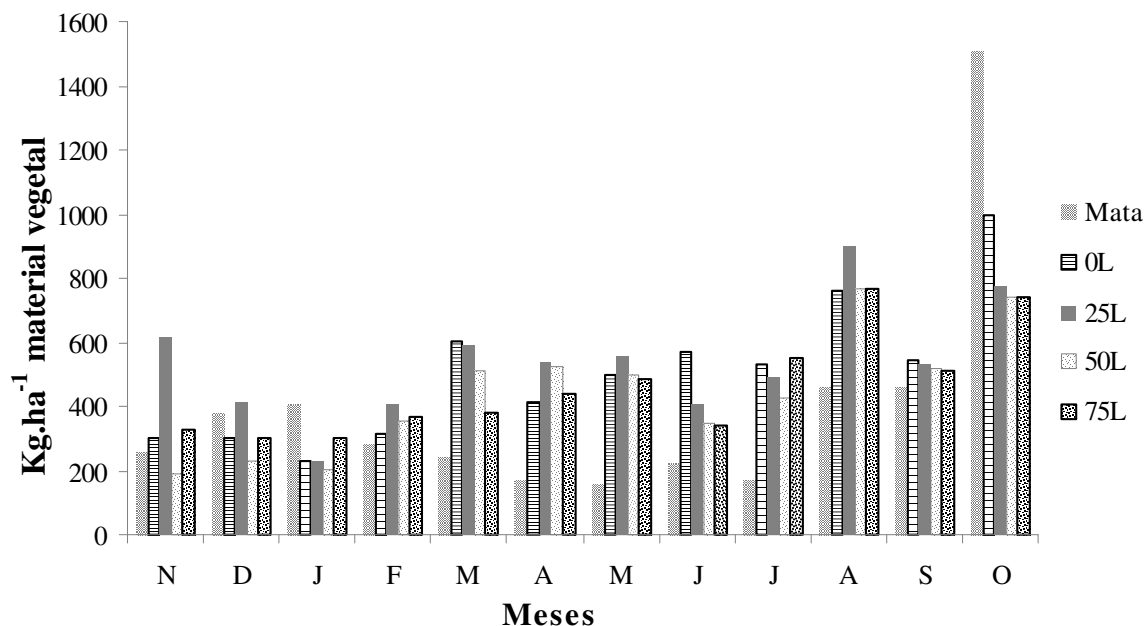


Figura 8. Produção média mensal de serapilheira (kg.ha⁻¹) durante o período de novembro de 2007 a outubro de 2008 para as áreas revegetadas e de Mata.

Trabalhando em Floresta Estacional Semidecidual, na Serra do Japi, município de Jundiá, Estado de São Paulo, Morellato (1992) verificou um maior valor de deposição nos meses de agosto e setembro, final da estação seca. Pagano (1989) afirmou que a maior produção de serapilheira em área de Floresta Estacional Semidecidual no município de Rio Claro também ocorreu em agosto/setembro. Moreira & Silva (2004), estudando a produção de biomassa vegetal em uma área revegetada no município de Limeira-SP, observaram maior deposição nos meses mais secos, além de evidenciar a importância de se considerar a produção de serapilheira como indicador do estágio de regeneração da área de estudo, uma vez que esta se encontra em evolução para o equilíbrio ecológico, mostrando que a ciclagem de nutrientes está presente.

Martins & Rodrigues (1999) avaliando a variação temporal e espacial da produção de serapilheira em clareiras naturais de floresta estacional semidecidual em SP, consideraram o pico de produção de serapilheira em setembro consequência dos meses secos, julho e agosto, em virtude de não ter sido verificada correlação significativa entre esta e os principais fatores climáticos analisados. Outros autores consideram essa maior produção consequência do estresse hídrico (HERBOHN & CONGDON, 1993) e a derrubada das folhas reduziria a perda de água por transpiração (MARTINS & RODRIGUES, 1999).

Outros autores demonstram a produção de serapilheira em diferentes áreas de florestas secundárias e revegetadas em localidades distintas (Tabela 11).

Tabela 11. Produção anual de serapilheira em áreas florestais e revegetadas em t.ha⁻¹.ano⁻¹.

Floresta/Localização	Serapilheira (t.ha ⁻¹)	Referência
Floresta Estacional Semidecídua – Rio claro- FSP	8,6	Pagano (1989)
Floresta Estacional Semidecídua – Anhembi-SP	8,8	César (1991)
Floresta Estacional Semidecídua – Jundiá-SP	8,6	Morellato (1992)
Área reflorestada com <i>Mimosa caesalpinifolia</i> – sabiá, Embrapa-RJ – idade 6 anos	10,2	Costa et al. (1997)
Área reflorestada (Floresta da Tijuca) – Rio de Janeiro-RJ – idade > 100 anos	8,9	Oliveira & Lacerda (1993)
Área reflorestada com 60 espécies – Limeira-SP– idade 6 anos	6,6	Moreira & Silva (2004)
Floresta Nativa – Angra dos Reis, RJ	5,01	Garcia et al. (2005)
Área recuperada – Angra dos Reis, RJ – 13 anos	10,3	Garcia et al. (2005)
Floresta Secundária Inicial – Pinheiral, RJ – 10 anos	12,97	Toledo et al. (2002)
Floresta Secundária Tardia – Pinheiral, RJ – 50 anos	10,46	Toledo et al. (2002)
Área revegetada com espécies vegetais nativas de Mata Atlântica – Valença, RJ – 7 anos	6,06	Presente estudo
Área revegetada com leguminosas fixadoras de N, 75% do número de espécies introduzidas – Valença, RJ – 7 anos	5,5	Presente estudo
Floresta secundária – Valença, RJ	4,71	Presente estudo

Dentro de cada tratamento estudado, a composição relativa da serapilheira produzida foi constituída principalmente por folhas (Figura 9), com percentuais variando entre 55,71% a 66,59% de folhas da produção total de cada área. Esse porcentual está próximo ao valor de 70% sugerido para ecossistemas florestais (MEENTMEYER et al., 1982) e dentro da faixa de valores obtidos em florestas estacionais semidecíduais, de 62,03% (PAGANO, 1989) a 71,58% (OLIVEIRA, 1997).

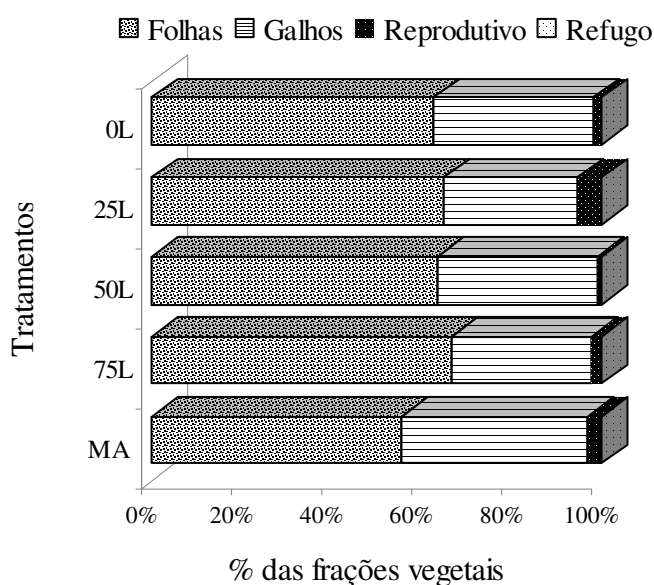


Figura 9. Composição relativa das frações folha, galho, material reprodutivo e refugo dentro da produção total encontrada para cada um dos tratamentos.

A contribuição da fração galhos na serapilheira variou entre 29,54% e 40,97%, com a menor quantidade representando o tratamento 75L e a maior na área da mata. Deve-se ressaltar que a participação dessa fração na serapilheira total tem sido muito variada em florestas estacionais semidecíduais, com o menor valor de 12,41% (CARPANEZZI, 1980) e o maior de 32,6% (PAGANO, 1989).

Comparada aos resultados obtidos para florestas estacionais semidecíduais, que não ultrapassam 10% da produção total (CÉSAR, 1993; DIAS & OLIVEIRA FILHO, 1997; DINIZ & PAGANO, 1997; MARTINS & RODRIGUES, 1999), os valores encontrados para a fração material reprodutivo foi de 1,10% a 5,51%. A quantidade de refugo observada foi insignificante, chegando ao máximo de 0,06%.

4.1.2. Estoque de serapilheira e taxa de decomposição

A média anual de serapilheira acumulada foi maior na mata quando comparada com todos os outros tratamentos (Tabela 12).

Tabela 12. Estoque médio anual de serapilheira e distribuição entre seus componentes nas áreas revegetadas (0L, 25L, 50L, 75L) e na Mata, no município de Valença, RJ.

Tratamentos	Folhas		Galhos		Reprodutivo		Refugo		Peso total	Erro Padrão	
	-----kg.ha ⁻¹ -----										
0L	474,81	A	2.898,05	AB	14,18	A	1.244,78	AB	4.631,81	A	± 528,95
25L	827,19	A	2.612,71	AB	34,62	A	1.114,01	AB	4.588,54	A	± 500,92
50L	990,18	A	2.165,23	B	62,91	A	950,50	B	4.168,81	A	± 498,22
75L	1101,84	A	2.653,77	AB	16,57	A	1.099,00	AB	4.871,18	A	± 529,55
MA	297,64	A	3.324,30	A	55,22	A	1.948,17	A	5.625,33	A	± 752,95

Valores seguidos da mesma letra na mesma coluna não diferem significativamente entre si pelo teste t de Bonferroni (p=0,05).

Distribuindo o valor médio de material vegetal remanescente sobre o solo nas diferentes frações da serapilheira, tem-se que a maior parte desses se constitui da fração galhos (Tabela 12). A área de Mata se destaca como a de maior acúmulo desse componente.

Segundo Swift et al. (1979), sob as mesmas condições edafoclimáticas, a velocidade de decomposição da serapilheira vai variar de acordo com o percentual de lignina, polifenóis, carbono, nitrogênio, fósforo, entre outros componentes.

Como as coletas do material vegetal acumulado foram realizadas mensalmente (Figura 10), têm-se esses valores representando o ano amostral.

No processo de decomposição, caracterizado pela quebra do material orgânico particulado e a posterior liberação de nutrientes para o sistema, os principais fatores que intensificam e estimulam cada uma das etapas são variáveis ao longo do ano, como a temperatura e a precipitação. Variações sazonais de umidade e temperatura afetarão as comunidades biológicas do solo e conseqüentemente sua atividade (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Assim, atribuem-se os resultados obtidos a fatores sazonais, onde se observa uma acentuada redução do acúmulo de serapilheira no mês de abril, logo após a estação chuvosa, e a retomada de maior quantidade acumulada durante os meses de menor precipitação.

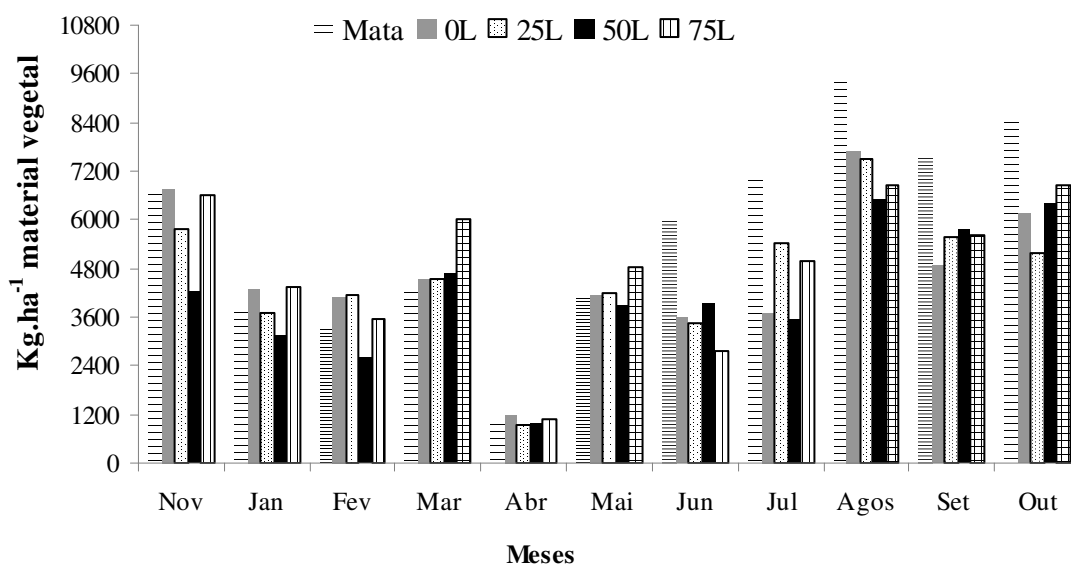


Figura 10. Acúmulo mensal de serapilheira sobre o solo (kg.ha^{-1}) durante o período de novembro de 2007 a outubro de 2008 para as áreas revegetadas e de Mata excluindo-se o mês de dezembro de 2007.

O sucesso de um organismo em qualquer habitat é função da extensão e rapidez de suas respostas fisiológicas às condições ambientais predominantes (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Assim, após a época seca, a restauração do potencial de atividade desses organismos durante o período de condições mais amenas, intensifica o processo de decomposição (Figura 11).

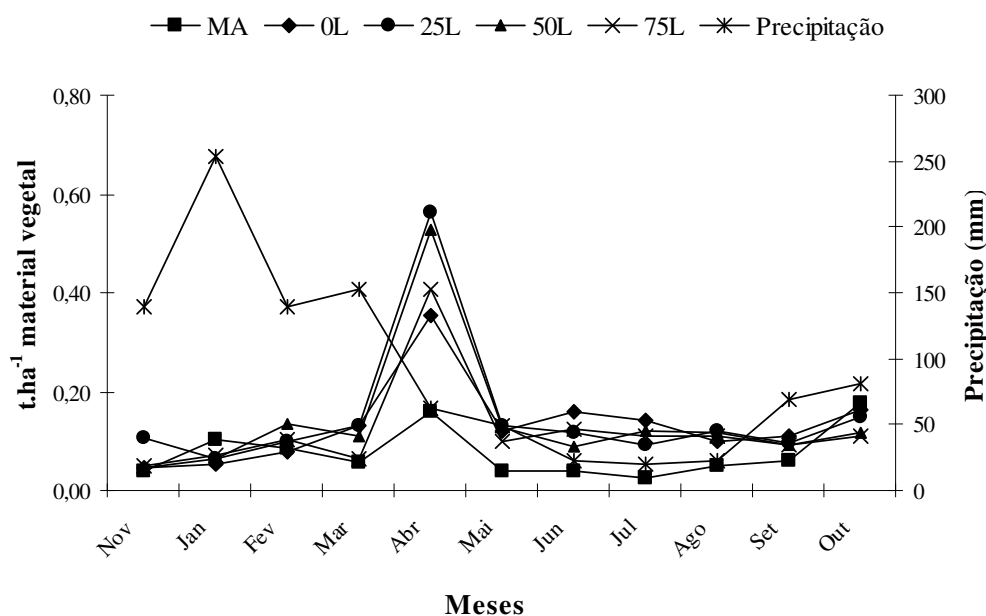


Figura 11. Relação entre a precipitação média (1983 a 2005) e a taxa de decomposição (k) mensal do ano amostral.

A taxa de decomposição e o tempo médio de desaparecimento da serapilheira são representados pelo coeficiente “k” (ANDERSON e SWIFT, 1983). O acúmulo de material vegetal na superfície do solo é regulado pela quantidade de material que cai da parte aérea das plantas e sua posterior decomposição. Quanto maior o aporte de serapilheira e menor a sua

velocidade de decomposição, maior a camada de biomassa vegetal acumulada (PAGANO, 1989). Entre as áreas avaliadas, 25L foi a que apresentou o maior coeficiente de decomposição (Tabela 13), seguido de 75L, o que sugere maior velocidade na decomposição do material acumulado.

Tabela 13. Taxas de decomposição (k) e tempos (dias) necessários para a decomposição de 50% (t 0,5) e 95 % (t 0,05) da serapilheira.

Tratamento	k	t 0,5	t 0,05
		dias	
0L	1,08	233,6	1.014,17
25L	1,39	182,5	784,75
50L	1,16	219	945,35
75L	1,32	189,8	828,55
MA	0,97	262,8	1.131,5

Em conseqüência do maior valor de 'k' (Tabela 13), o tempo calculado para decomposição de 50% e 95% da serapilheira acumulada foi menor nos tratamentos 25L e 75L, sendo respectivamente 182,5 e 189,8 dias para t0,5 e 784,75 e 825,55 dias para t0,05.

Relacionando-se as características de cada fração do material vegetal depositado na área onde foi realizado o processo de revegetação, com a quantidade de material acumulado, observa-se uma associação entre o tipo e a qualidade do material com o tempo de permanência deste sobre o solo. Segundo Balieiro et al. (2004), a maior quantidade de serapilheira acumulada sobre o solo, representada em grande parte por material lenhoso pode aumentar o tempo médio de decomposição dos resíduos no solo. Entretanto, o maior aporte de N via serapilheira das leguminosas fixadoras, aumentam a velocidade de decomposição dos resíduos existentes sobre o solo, tanto os provenientes das próprias leguminosas quanto das demais espécies presentes no sistema.

4.2. Fauna do Solo

4.2.1. Composição da comunidade da macrofauna do solo

A densidade de indivíduos encontrada em cada período avaliado não diferiu estatisticamente entre os tratamentos (Tabela 14), embora os tratamentos Pasto A (PA), Pasto B (PB) e 50L, na época seca (agosto/07) e PA, 0L e Mata (MA) na época chuvosa (fevereiro/08) tenham apresentado os maiores valores.

A comparação estatística entre as duas épocas de coleta foi realizada somente para a área revegetada. Sendo assim, a densidade de indivíduos encontrada em cada uma das épocas não foi distinta (Tabela 14), todavia, na maioria dos tratamentos a variação encontrada se deve principalmente à presença do grupo social Formicidae, que na época seca aparece com grande quantidade de indivíduos chegando a representar cerca de 82% do número total de indivíduos encontrados, como é o caso do tratamento 50 L (Figura 12), evidenciado também pelo alto erro padrão exibido.

Lindberg (2003) destaca que períodos de seca afetam negativamente grande parte dos grupos da fauna do solo, ou pelo menos levam a alterações na estrutura e abundância relativa das comunidades. Além disso, eventos em grande escala como períodos de secas repetidas podem resultar em mudanças permanentes dessa comunidade.

Entretanto, a ocorrência do grupo Formicidae em maiores proporções em determinados sistemas pode ser atribuída ao hábito social e a repartição do trabalho, pois elas operam na redistribuição das partículas, dos nutrientes e da matéria orgânica, melhoram a

infiltração de água no solo pelo aumento da porosidade e a aeração (BRUYN, 1999) sendo, de modo geral, abundantes e consideradas de fundamental importância para os processos de decomposição em ecossistemas tropicais (ASSAD, 1997).

Tabela 14. Densidade de organismos e erro padrão da macrofauna do solo encontrada em cada tratamento avaliado para as duas épocas de coleta.

Tratamentos	agosto/07		fevereiro/08	
	Ind.m ²	Erro Padrão	Ind.m ²	Erro Padrão
Pasto A	2.822 ± 595,91	A	1.802 ± 572,69	A
Pasto B	2.820 ± 782,28	A	706 ± 186,31	A
0L	1.580 ± 559,57	aA	1.686 ± 285,65	aA
25L	1.132 ± 295,70	aA	1.170 ± 224,91	aA
50L	2.992 ± 1.570,51	aA	1.164 ± 143,20	aA
75L	1.320 ± 456,55	aA	1.360 ± 336,89	aA
Mata	2.196 ± 510,51	A	1.662 ± 353,49	A

Valores seguidos de mesma letra minúscula na mesma linha não diferem entre as colunas pelo teste de Scott-knott (5%). Valores seguidos da mesma letra maiúscula na mesma coluna não diferem significativamente entre si pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

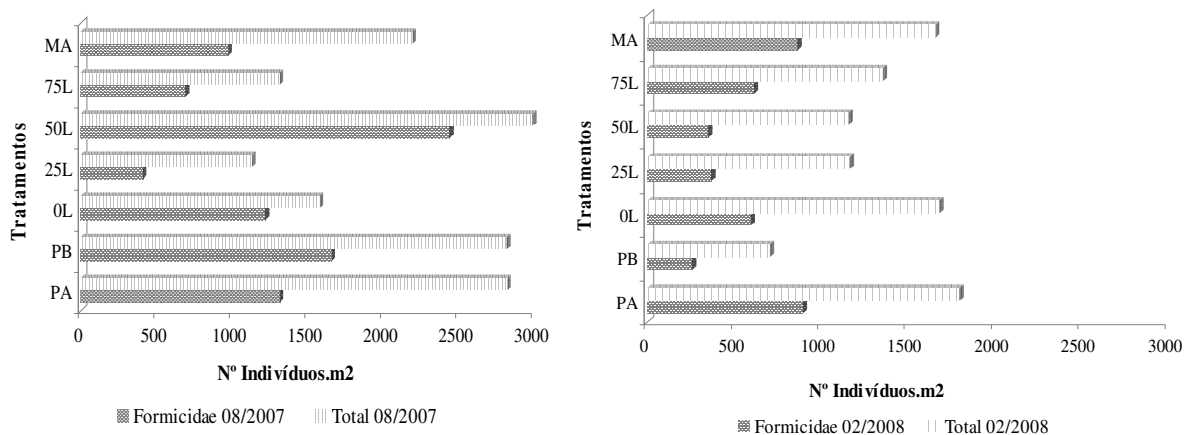


Figura 12. Comparação entre a densidade total da macrofauna em cada tratamento e o número de formigas presentes nos mesmos para as duas épocas de coleta.

Numa visão geral dos dados obtidos (Tabela 15), observa-se que essa predominância de um determinado grupo (Formicidae), levou a diferenças nos índices de diversidade de Shannon e de equabilidade de Pielou tanto entre os tratamentos da mesma época como entre uma época e outra.

A relação entre densidade de indivíduos e riqueza de grupos expressa por esses índices evidencia que no período chuvoso (fevereiro/2008) as áreas estavam representadas por comunidades mais diversas, onde os grupos apareceram de forma mais representativa e melhor distribuídos, embora não proporcionando maior abundância total. Influência considerável do período amostral foi percebida no tratamento 50L, que passou dos menores para os maiores índices.

Na área de mata foi verificado o maior valor de riqueza média de grupos da fauna para as duas épocas. No entanto, a análise de variância não paramétrica denominada Kruskal-Wallis demonstrou que somente no período chuvoso houve diferença estatística entre os tratamentos, onde o Pasto B, além de ter reduzido sua diversidade média, foi o que mais

diferiu da Mata. No período chuvoso e nas áreas reflorestadas houve aumento na riqueza média de grupos, diferindo estatisticamente da época seca, exceto para o tratamento 75L.

Tabela 15. Parâmetros ecológicos relativos à fauna do solo.

Tratamentos	Shannon		Riqueza Total		Riqueza Média			Pielou		
	ago/07	fev/08	ago/07	fev/08	ago/07	fev/08	ago/07	fev/08		
Pasto A	1,97	2,46	21	23	9,13	A	10,13	AB	0,45	0,54
Pasto B	1,82	2,79	17	16	8,88	A	6,25	B	0,45	0,70
0L	1,54	3,27	19	21	8,75	bA	13,88	aA	0,36	0,74
25L	2,61	3,31	20	21	9,38	bA	13,00	aA	0,60	0,75
50L	1,21	3,46	18	23	9,13	bA	14,00	aA	0,29	0,77
75L	2,52	3,06	20	23	10,25	aA	12,88	aAB	0,58	0,68
Mata	2,26	2,80	22	24	12,13	A	14,25	A	0,51	0,61

Valores seguidos de mesma letra minúscula na mesma linha não diferem entre as colunas pelo teste de Scott-knott (5%). Valores seguidos da mesma letra maiúscula na mesma coluna não diferem significativamente entre si pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

4.2.2. Distribuição vertical

Quanto à distribuição vertical da fauna nos compartimentos do solo (Figura 13), no período seco (agosto/07) a maior densidade de organismos foi encontrada na camada mais superficial de 0-10 cm, em todos os tratamentos. Destaque para a Mata e 50L, com cerca de 70% de seu número total de indivíduos nessa camada. O número de indivíduos presentes na profundidade 10-20 cm mostrou-se aproximadamente similar para todos os tratamentos, enquanto que em 20-30 cm a maior densidade se deu no tratamento de 75L.

Já no período chuvoso (Figura 14), parte considerável dos organismos foi encontrada na serapilheira, principalmente na mata, com 70% da densidade total. Alguns estudos (DANTAS, 1979, BANDEIRA E TORRES, 1985, LUIZÃO & SHUBART, 1987) relatam maior atividade da fauna nas camadas mais superficiais do solo durante períodos chuvosos, ainda que nenhum tenha relatado se esse resultado se deve ao deslocamento dos animais de camadas mais profundas, ou se estes têm sua densidade aumentada.

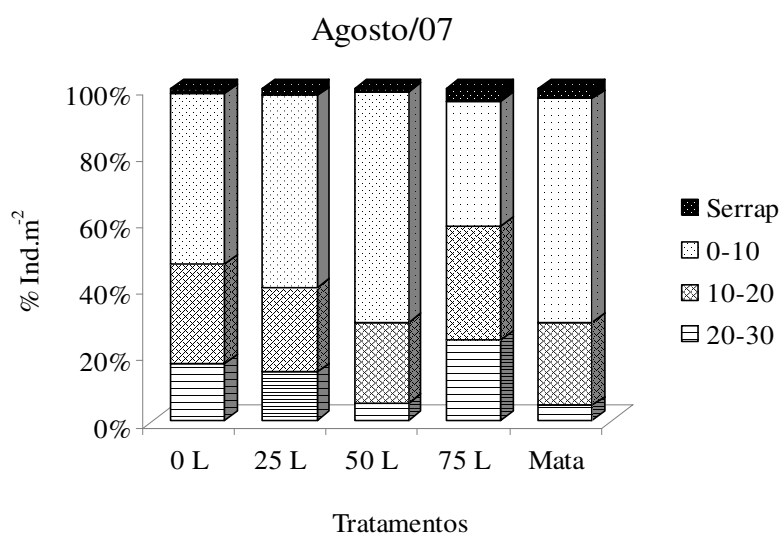


Figura 13. Distribuição vertical da macrofauna edáfica (serapilheira, 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) para os tratamentos 0 L, 25 L, 50 L, 75 L e Mata na época seca (agosto/2007).

Muitos animais são afetados pela baixa umidade pelas suas características morfológicas (VERHOEF & WITTEVEEN, 1980; DIDDEN, 1993). Outros buscam camadas mais profundas do solo ou se distribuem por ele para diversas partes, buscando condições amenas (DIDDEN, 1993). As constantes variações e, principalmente, a falta de umidade no solo afetam a fauna indiretamente através da influência sobre a comunidade microbiana, visto que alguns grupos utilizam os microrganismos como fonte alimentar (HÅGVAR, 1998).

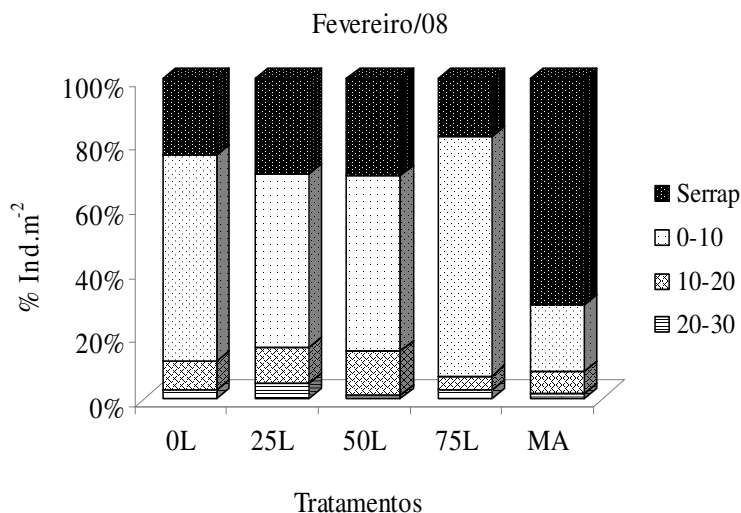


Figura 14. Distribuição vertical da macrofauna edáfica (serapilheira, 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) para os tratamentos 0, 25, 50 e 75 L e Mata na época chuvosa (fevereiro/2008).

Ao que demonstra, a distribuição vertical dos organismos nos Pastos A e B apresentou-se bastante similar às demais áreas (Figura 15), onde para todos eles e em ambas as coletas, a grande densidade de organismos foi encontrada na camada de 0-10 cm.

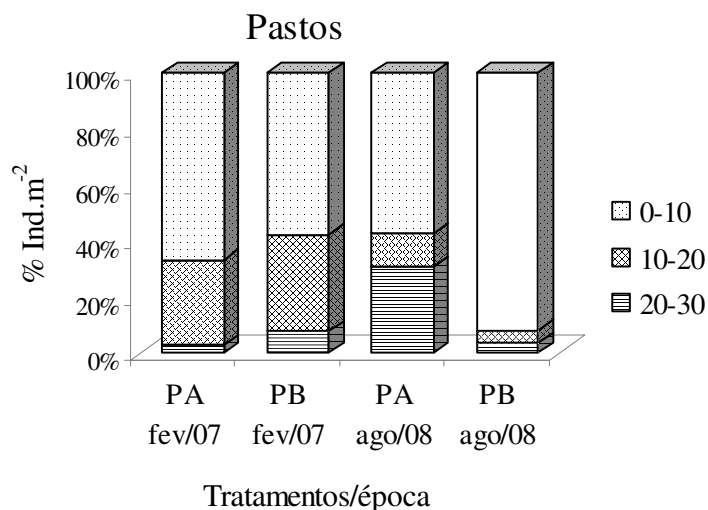


Figura 15. Distribuição da macrofauna do solo nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm para os tratamentos Pasto A e Pasto B.

A Figura 16 mostra a distribuição dos grupos que proporcionaram diferenças entre as camadas superficiais (serapilheira e 0-10 cm) nas épocas estudadas. Em todas elas Formicidae apresentou-se como o mais expressivo.

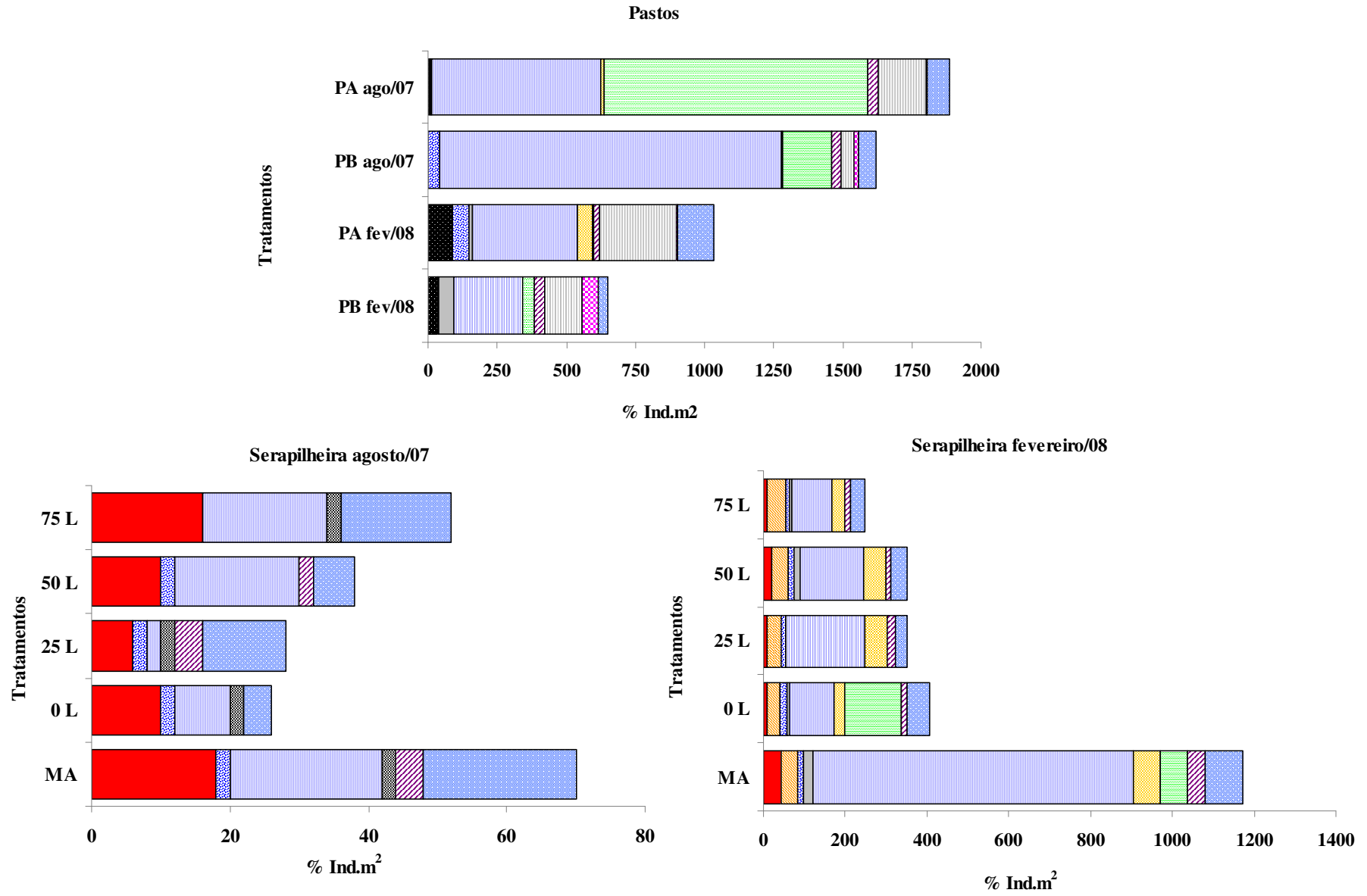


Figura 16...

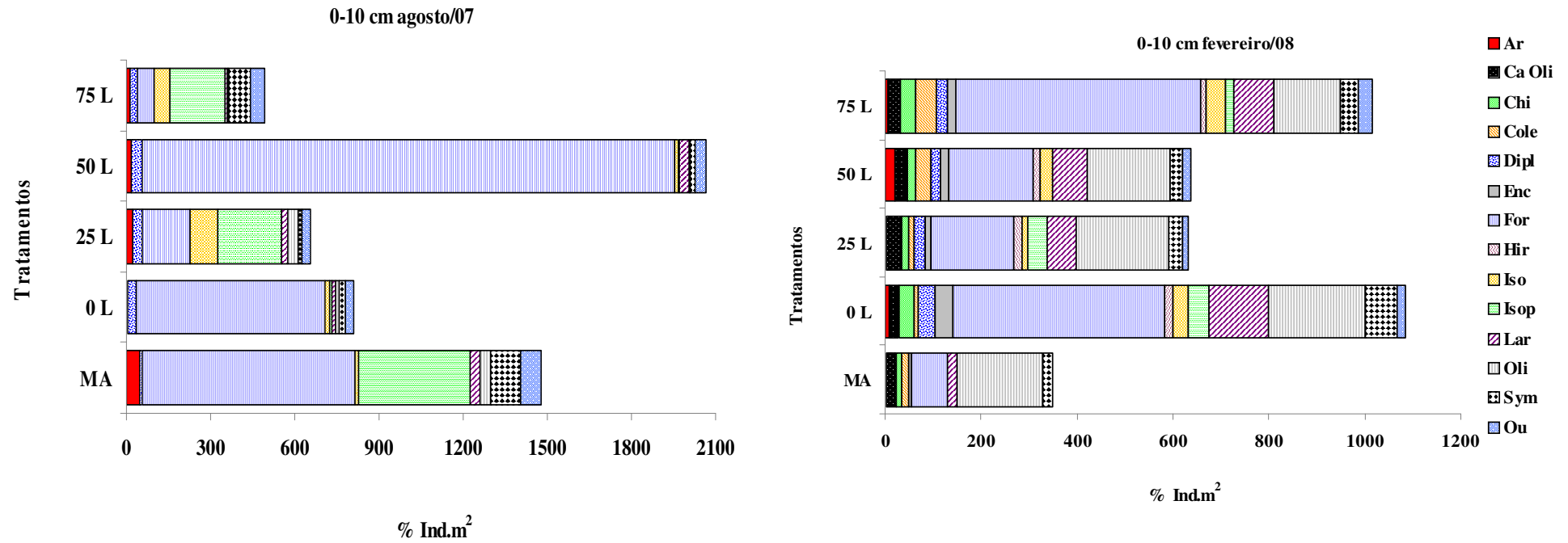


Figura 16. Composição relativa da macrofauna do solo (Ar-Araneae, Ca Oli-Casulo de Oligochaeta, Chi-Chilopoda, Cole-Celeoptera, Dipl-Diplopoda, Enc-Enchytraeidae, For-Formicidae, Hir-Hirudinea, Iso-Isopoda, Isop-Isoptera, Lar-Larvas, Oli-Oligochaeta, Sym-Symphyla, Ou-Outros), expressa em porcentagem do total de indivíduos.m² referente às áreas revegetadas e à Mata.

Na profundidade de 0-10 cm da época chuvosa, ocorreu a presença de grande quantidade de indivíduos do grupo Oligochaeta (minhocas) em todos os tratamentos inclusive nas áreas de pasto, destacando-se por não terem ocorrido da mesma forma no período anterior.

Em resposta às mudanças de temperatura e ao regime hídrico do ambiente, muitas espécies de minhocas migram para cima e para baixo através do solo, ficando ativas ao longo do perfil durante diferentes períodos (GERARD, 1967). Outras como *Apporectodea chlorotica*, *Apporectodea caliginosa* e *Apporectodea rosea* normalmente encontradas na profundidade de 10 cm, em situações onde a temperatura foi inferior a 5°C ou mesmo o solo estava muito seco, foram encontradas explorando profundidades muito maiores (CHAN, 2001).

Além das variações sazonais de temperatura, umidade, tipo de solo e a qualidade de matéria orgânica, o grau de intensidade das atividades antrópicas é determinante na dinâmica de população de oligoquetos edáficos (CHAN, 2001).

Através da análise de regressão, para avaliar o comportamento dos grupos da fauna entre as diferentes doses de leguminosas (0L, 25L, 50L e 75L) dentro de cada época, os únicos grupos que apresentaram diferença significativa foram Coleoptera e Oligochaeta durante a época chuvosa (Figura 17).

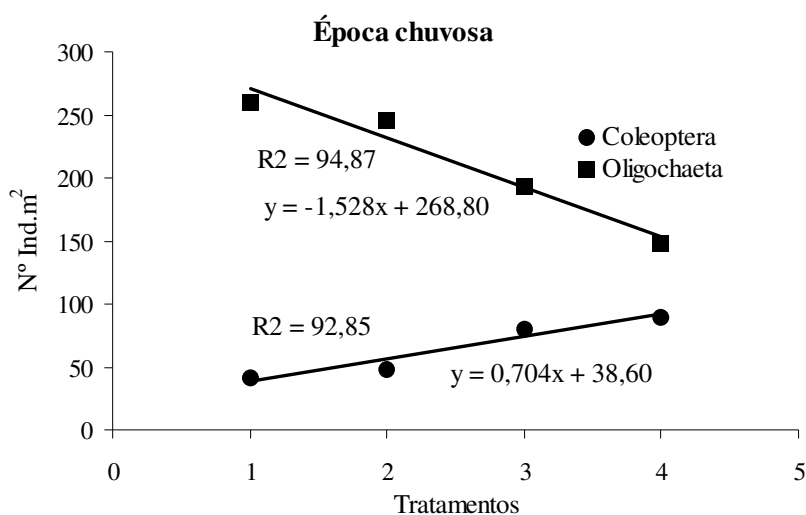


Figura 17. Média dos grupos Coleoptera e Oligochaeta para os tratamentos 0L, 25L, 50L e 75L, respectivamente (1, 2, 3, 4).

Na época chuvosa, à medida que os tratamentos eram compostos por maior quantidade de leguminosas capazes de fixar nitrogênio, o grupo Coleoptera tinha sua população aumentada, enquanto que a densidade de Oligochaeta diminuía (Figura 17).

Muitas famílias de Coleoptera são altamente especializadas no nicho ecológico que ocupam, por exemplo, na decomposição de plantas e animais (KIM, 1993), no processo de ciclagem de nutrientes e dispersão de sementes em ecossistemas florestais (DAVIS et al., 2001) podendo ser utilizados na avaliação dos efeitos de distúrbios florestais, como detritívoros, promovendo a remoção e reingresso da matéria orgânica no ciclo de nutrientes, aumentando a aeração do solo e prolongando a sua capacidade produtiva (MILHOMEM et al., 2003), e até mesmo se alimentando de fezes e carcaças oriundas dos vertebrados, que também são muito afetados neste processo (THOMANZINI & THOMANZINI, 2000). Além disto, a movimentação vertical deste grupo e outros organismos da serapilheira está associada as

mudanças de temperaturas do solo, que por sua vez, é influenciada pela presença de diferentes tipos de vegetais (VILLANI & WRIGHT, 1990).

Outros grupos também apresentaram diferenças estatísticas, mas desta vez entre épocas dentro do mesmo tratamento. (Tabela 16).

Tabela 16. Densidade populacional média dos principais grupos que apresentaram diferenças estatísticas entre uma época e outra de coleta, dentro de cada tratamento.

	Tratamentos/Épocas de coleta							
	0L		25L		50L		75L	
	Ago/07	Fev/08	Ago/07	Fev/08	Ago/07	Fev/08	Ago/07	Fev/08
Casulo								
Oligochaeta	2 B	64 A	2 B	66 A	0 B	42 A	0 B	38 A
Coleoptera	20 A	42 A	14 A	48 A	34 B	80 A	30 B	90 A
Enchytraeidae	0 B	46 A	0 B	44 A	0 A	40 A	0 A	40 A
Gastropoda	0 B	14 A	2 A	6 A	0 B	10 A	0 B	12 A
Hirudinea	0 B	18 A	0 B	20 A	0 B	18 A	0 A	10 A
Isoptera	96 A	178 A	362 A	42 B	252 A	0 A	210 A	16 A
L. Coleoptera	24 B	90 A	32 A	68 A	28 B	102 A	22 B	84 A
L. Diptera	4 B	66 A	6 A	34 A	8 A	34 A	12 A	38 A
Oligochaeta	44 B	258 A	72 B	246 A	50 B	194 A	54 B	148 A

Valores seguidos de mesma letra maiúscula não diferem entre colunas na mesma linha dentro de cada tratamento pelo teste de Scott-knott (5%).

O grupo Isoptera (cupim) teve sua população em quantidade mais expressiva no período seco do que no período chuvoso. Considerando o mês da coleta, verifica-se que Agosto foi o mês onde houve o maior acúmulo de serapilheira, verificado nesse trabalho. Ao passo que a parte mais considerável desse material está representada pela fração galhos, a maior densidade de cupins verificada nesse período pode estar relacionada à alta relação C/N da matéria orgânica, e sua capacidade de se beneficiar dela através de sua associação com microrganismos (LAVELLE & SPAIN, 2001), o que permite digerir substratos complexos (SANCHÉZ & REINÉS, 2001).

Enquanto isso, os demais grupos foram mais significativos, de um modo geral, durante o verão, na época chuvosa. Esse fato pode estar relacionado ao aumento da temperatura e umidade, favorecendo a atividade microbológica no solo (PIMENTEL et al., 2006).

Acredita-se que organismos da família Enchytraeidae (Oligochaeta) apresentem uma ação significativa sobre os processos de ciclagem de nutrientes e de decomposição, através da sua capacidade de revolver a matéria orgânica do solo, digerir seletivamente microrganismos e pela dispersão de esporos (VANVLIET et al., 1995).

Segundo Niemelä & Kotze (2001) Larvas de Coleoptera e Larvas de Diptera apresentam grande variabilidade morfológica, taxonômica, comportamental e ecológica, e por serem sensíveis a modificações ambientais podem ter a dinâmica de suas populações alterada.

Correlacionando os tratamentos à riqueza de grupos total encontrada no período seco, (Figura 18), observa-se que a maior diversidade está relacionada aos ambientes em níveis maiores na escala de sucessão vegetal, ou seja, à Mata e às áreas revegetadas com leguminosas fixadoras de Nitrogênio. O tratamento 0L, onde não houve plantio desse grupo, apenas espécies nativas, comportou-se como aquele, entre as áreas revegetadas com maior similaridade com as áreas de pasto.

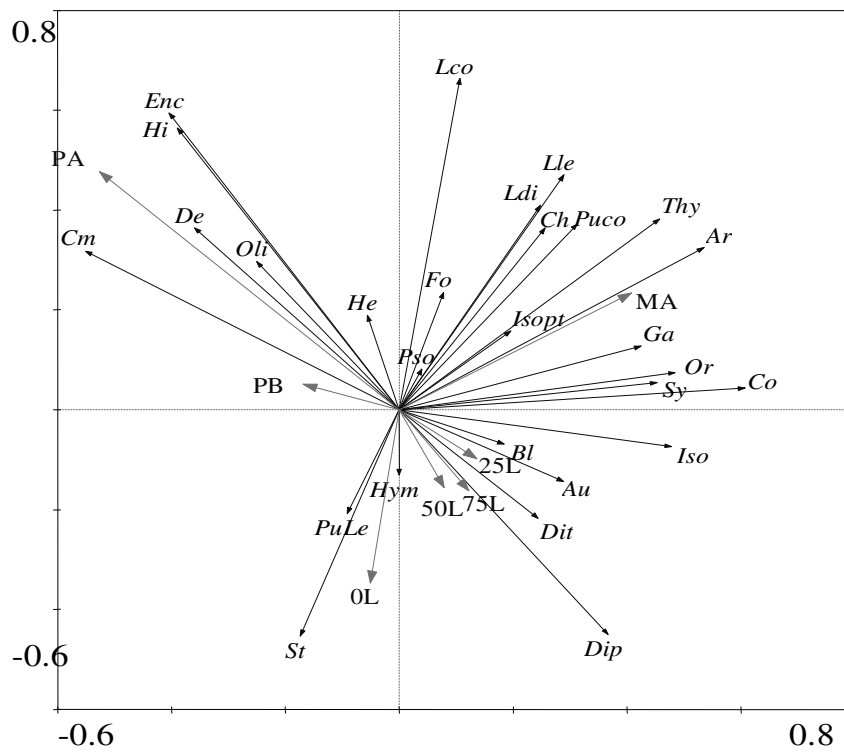


Figura 18. Análise de componentes principais dos atributos da macrofauna do solo nas diferentes áreas avaliadas da época seca.

Já no período chuvoso (Figura 19), essa tendência encontrada na época anterior foi ainda mais acentuada, onde os grupos da fauna estão bastante relacionados aos tratamentos que possuem uma cobertura vegetal mais rica e diversa.

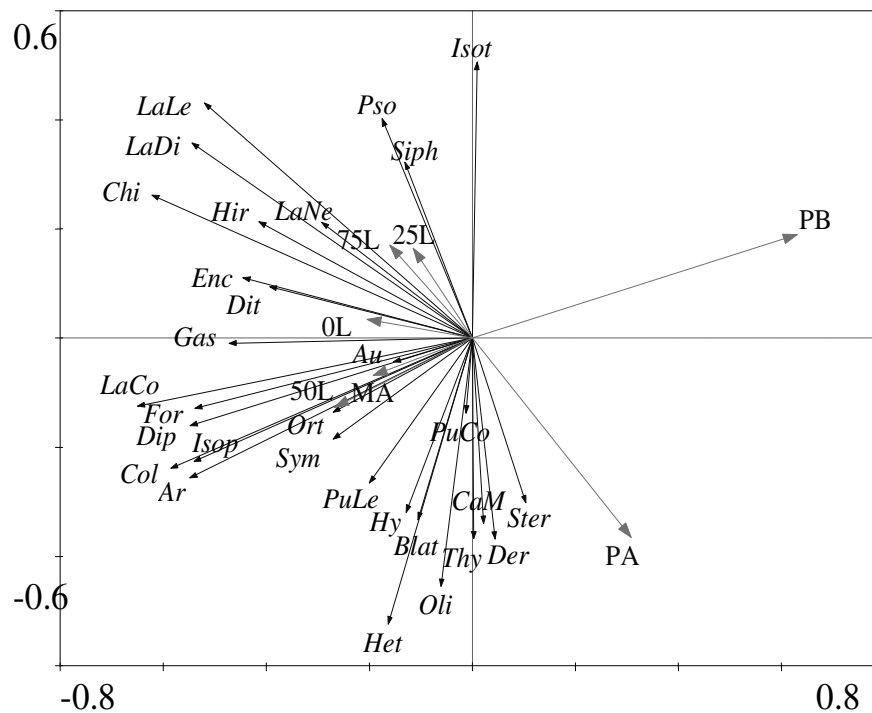


Figura 19. Análise de componentes principais dos atributos da macrofauna do solo nas diferentes áreas avaliadas da época chuvosa.

O aporte de um material foliar rico em nitrogênio pode favorecer o estabelecimento de comunidades de fauna do solo mais abundantes e diversas (TIAN et al., 1993). Além disso, um material com maiores concentrações de outros nutrientes e matéria orgânica também influencia positivamente o estabelecimento de comunidades com maior diversidade (CORREIA, 1997). Para Odum (1989) em ambientes homogêneos, a densidade tende a ser alta e a diversidade tende a diminuir.

Barros (2003), avaliando plantios agroflorestais em áreas de pasto abandonado na Amazônia, encontrou maior diversidade da fauna estava associada a comunidades vegetais mais diversas, isto é, onde havia provisão de habitat e alimento; o que foi confirmado por Silva et al. (2006), avaliando a densidade e diversidade de grupos da comunidade de macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Dourados, MS.

Segundo Correia (2002) a formação de comunidades com maior diversidade de invertebrados é capaz de promover uma maior estabilidade, visto que comunidades mais simples podem ser facilmente desestruturadas, ou seja, são mais vulneráveis.

4.3. Fungos Micorrízicos

4.3.1. Caracterização geral e densidade de esporos

A avaliação da densidade de esporos nas áreas estudadas mostrou que as médias variaram entre 644 a 2251 esporos por 50 cm³ na estação seca (agosto/07) e entre 973 a 3133 esporos na época chuvosa (Tabela 17).

Tabela 17. Densidade de esporos e riqueza média de espécies obtidas em 50 cm³ de solo para cada tratamento.

Tratamentos	Densidade de esporos ± Erro padrão				Riqueza média			
	Agosto/07		Fevereiro/08		Agosto/07		Fevereiro/08	
PA	2.251 ± 505,74	A	3.133 ± 457,96	A	6,25	A	4,25	AB
PB	1.133 ± 352,46	AB	2.428 ± 171,20	AB	4,50	AB	5,63	A
OL	904 ± 162,61	a B	974 ± 157,28	a C	3,63	a B	3,75	a AB
25L	700 ± 101,19	a B	1.220 ± 199,62	a C	3,63	a B	4,75	a AB
50L	825 ± 101,59	a B	1.291 ± 290,62	a BC	3,63	a B	4,00	a AB
75L	942 ± 242,38	a B	994 ± 208,14	a C	3,00	a B	3,88	a AB
MA	644 ± 141,15	B	1.006 ± 224,09	C	4,25	AB	3,63	B

Valores seguidos de mesma letra minúscula na mesma linha não diferem entre as colunas pelo teste de Scott-knott (5%). Valores seguidos da mesma letra maiúscula na mesma coluna não diferem significativamente entre si pelo teste t de Bonferroni (p=0,05).

Para as áreas revegetadas, não foi observada diferença estatística entre os valores de esporulação para uma época e outra.

Já analisando as diferenças entre tratamentos dentro de uma mesma época estes apresentaram diferenças estatísticas entre si. Em agosto de 2007, a maior média da densidade de esporos foi encontrada na área de Pasto A (2.251 esporos por 50 cm³ de solo), similar ao Pasto B (1.133 esporos por 50 cm³ de solo) e em contraste com as demais áreas, principalmente a Mata (644 esporos por 50 cm³ de solo).

Picone (2000), avaliando a resposta dos FMAs à conversão de florestas neotropicais em pastagens da Nicarágua e Costa Rica, observou que estes foram igualmente ou mais abundantes em pastagem do que em áreas de florestas.

A mata, onde se observou o menor número de esporos é caracterizada por árvores espaçadas e boa parte do solo apresenta-se sob pouca vegetação espontânea, visto que é submetida ao processo de roçada uma vez ao ano, por volta do mês de abril. Assim, a exposição do solo às condições ambientais e a diminuição do sistema radicular pode levar à redução da esporulação de algumas espécies.

Colozzi-Filho e Cardoso (2000) destacam o favorecimento de gramíneas invasoras na diversidade de FMAs em áreas de cafeeiro sem adubo verde, visto que estas apresentam sistema radicular agressivo, favorecendo a micorrização e possibilitando a permanência no solo de diferentes espécies de FMAs.

De acordo com Daniels- Hetrick & Bloom (1986) a maior esporulação é atribuída às plantas com sistema radicular abundante e de rápido crescimento, com bom contato entre raízes e propágulos de FMA e grande capacidade de fornecer fotossintatos ao fungo, tal como é o sistema radicular das gramíneas.

Em fevereiro, durante a época das chuvas, todos os tratamentos apresentaram aumento na densidade de esporos (Tabela 17). Esse fato pode estar relacionado ao melhor desenvolvimento da vegetação e conseqüente expansão do sistema radicular, permitindo assim, maior formação das micorrizas. Todavia, a tendência entre os tratamentos permaneceu a mesma da época seca, com pasto A similar ao pasto B, e diferente de todos os outros.

Caproni et al. (2005) verificaram aumento na densidade de esporos no período chuvoso, em áreas revegetadas com *Acacia mangium* Willd após mineração de bauxita na região de Porto Trombetas, Pará. O mesmo resultado foi encontrado por Coelho et al. (1997) em solo sob plantio de *Eucalyptus* spp., em São Paulo.

No entanto, nem sempre tais diferenças são registradas com o número de esporos mantendo-se similar nas diferentes estações do ano. Bonfin et al. (2007) avaliando a influência da arborização de cafezais sobre a comunidade de FMAs, verificaram um maior número de esporos na estação seca, sugerindo que devido à restrição de disponibilidade hídrica nessa estação, a planta apresentava menor vigor vegetativo, induzindo nos microorganismos associados a ela, mecanismos de adaptação, como a elevação da esporulação.

Segundo Munyanziza et al. (1997), em florestas não perturbadas o número de esporos é muito baixo, aumentando a partir de um pequeno grau de perturbação. E a diversidade de espécies, avaliada com base na morfologia de esporos, não costuma atingir os maiores picos nesses ambientes.

4.3.2. Diversidade de FMAs

Com relação à riqueza média de cada tratamento, não houve diferença estatística entre uma época e outra para as áreas revegetadas (Tabela 17). Já dentro do mesmo período observado, essas áreas foram diferentes do Pasto A, que apresentou a maior riqueza média. Na época chuvosa Pasto B foi o de maior diversidade, diferindo somente da Mata.

O número total de espécies encontradas em cada uma das épocas (Figura 20) variou entre os tratamentos. Para as áreas Pasto A, 0L, 50L, e Mata a maior diversidade total se deu na época seca (agosto/07), enquanto que para as áreas Pasto B, 25L e 75L esse parâmetro foi mais relevante na época chuvosa (fevereiro/08).

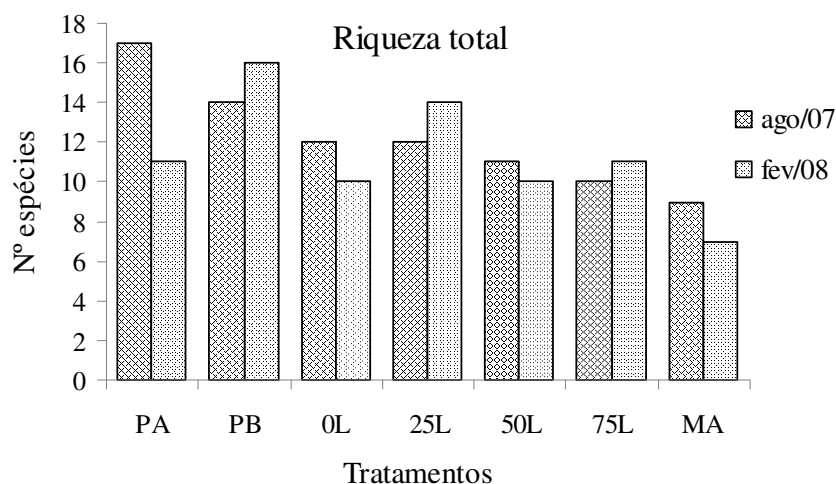


Figura 20. Riqueza total de FMAs de todas as áreas estudadas nas duas épocas amostradas.

De acordo com Pflieger et al. (1994) em áreas revegetadas, fatores como características edáficas, espécies de plantas, a cobertura vegetal desde a época da revegetação e a disseminação dos propágulos interferem nas populações de FMAs. Contudo, ainda não ficaram claro quais são os fatores que influenciam a esporulação, taxa de colonização e diversidade de FMAs em áreas degradadas e revegetadas.

Neste estudo foi verificado um número total de 28 espécies para todas as áreas, estando distribuídas em 7 gêneros, dentro de 4 famílias.

Acaulospora e Glomus foram os gêneros mais abundantes em todos os tratamentos, tanto em uma época (Figura 21) quanto em outra (Figura 22), onde somados chegam a representar 90% do total de espécies presentes nos tratamentos 0L e 50L da época seca e cerca de 80% das espécies do tratamento 0L da época chuvosa. Esse resultado foi verificado também por Silva et al. (2006) avaliando a comunidade de FMAs no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba, SP.

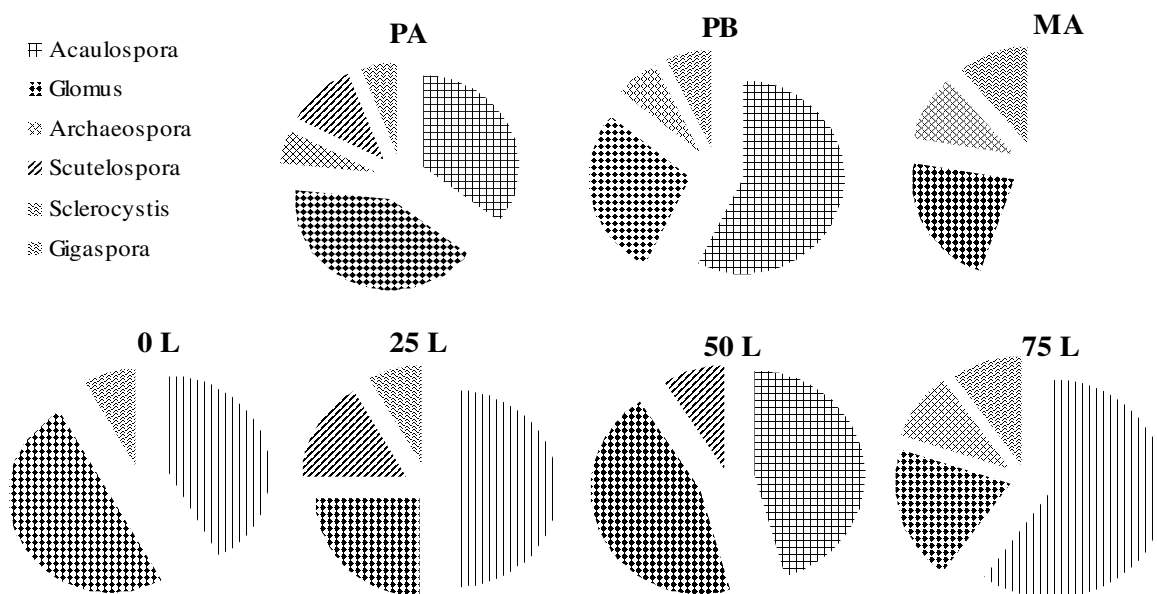


Figura 21. Ocorrência geral de gêneros de FMAs nas áreas de Pasto com cobertura da gramínea *Brachiaria* (PA), Pasto abandonado (PB), áreas revegetadas 0%, 25%, 50% e 75% de leguminosas fixadoras de nitrogênio e na área de Mata na época seca.

Segundo Siqueira et al.(1989) as espécies do gênero *Acaulospora* caracterizam-se pela produção de grande número de esporos e/ou alta adaptabilidade a solos com baixo pH, além de serem predominantes em solos agrícolas de baixa fertilidade (SIEVERDING, 1991) e áreas degradadas (SANTOS et al., 2000). Também proliferam sob o uso de práticas agrícolas que reduzem a fertilidade do solo (SIEVERDING, 1991).

O gênero *Gigaspora* não esteve presente na área de Mata em nenhuma das duas coletas. Entre todos os tratamentos avaliados, este foi o que apresentou, segundo análise da fertilidade do solo, o menor valor de pH (4,66), estando dentro da faixa verificada por Clark (1997), que denominou as espécies deste gênero como comuns dos solos ácidos da América do Sul, tendo baixa esporulação em solos com pH 4,5 e alta com pH 5,5.

Resultado contrário ao observado por Miranda et al. (2007) e Caproni et al. (2003a), o gênero *Entrophospora* foi verificado somente na época chuvosa, nos tratamentos Pasto B e 75L, com baixa abundância.

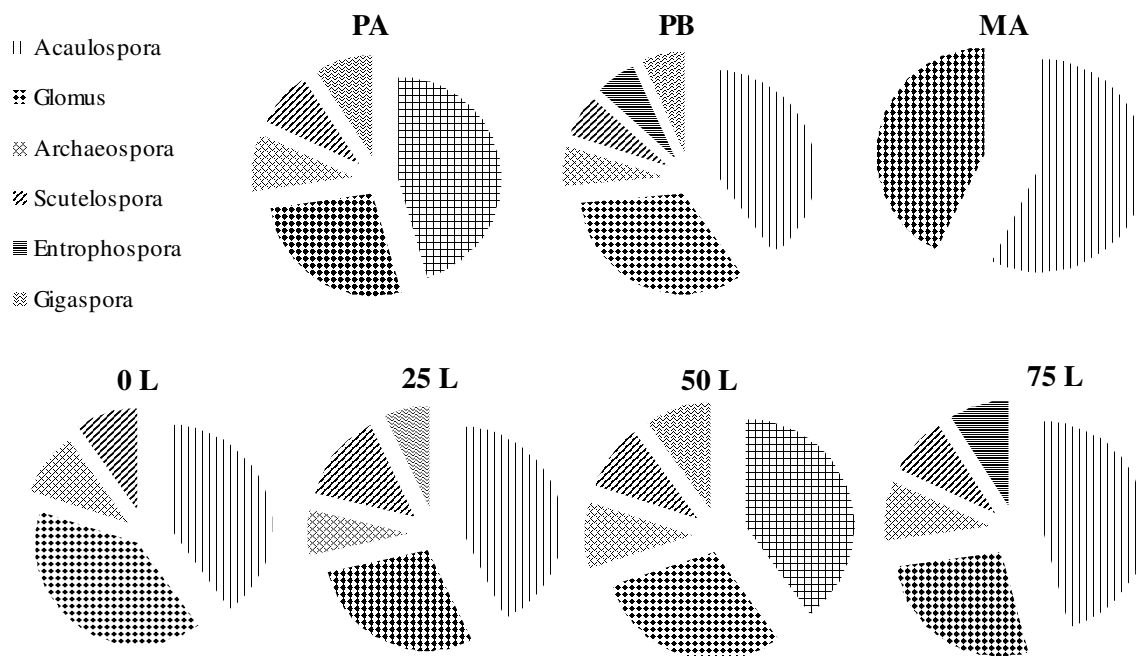


Figura 22. Ocorrência geral de gêneros de FMAs nas áreas de Pasto com cobertura da gramínea *Brachiaria* (PA), Pasto abandonado (PB), áreas revegetadas 0%, 25%, 50% e 75% de leguminosas fixadoras de nitrogênio e na área de Mata na época chuvosa.

Do total de espécies encontradas em todas as avaliações realizadas, 22 espécies foram verificadas na época seca (agosto/07) e 21 espécies no período chuvoso (fevereiro/08).

Esporos das espécies *Acaulospora bireticulata*, *Acaulospora excavata*, *Glomus etunicatum*, *Glomus formosanum*, *Glomus invernaium* e *Scutellospora scutata*, foram encontrados somente na época seca (Tabela 18), enquanto que *Entrophospora SP*, *Glomus sp3*, *Glomus sp4*, *Scutellospora heterogama*, *Scutellospora pellucida* e *Scutellospora pérsica* apareceram somente durante a época das chuvas (Tabela 19).

Tabela 18. Frequência de ocorrência das espécies em cada tratamento expressa em porcentagem, na época seca.

Famílias/Espécies FMAs	PA	PB	0L	25L	50L	75L	MA
ACAULOSPORACEAE							
<i>Acaulospora bireticulata</i>	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acaulospora denticulata</i>	50,0	0,0	37,5	37,5	25,0	12,5	12,5
<i>Acaulospora excavata</i>	0,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acaulospora foveata</i>	62,5	12,5	37,5	12,5	25,0	12,5	50,0
<i>Acaulospora laevis</i>	12,5	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	37,5
<i>Acaulospora mellea</i>	12,5	37,5	12,5	25,0	0,0	25,0	62,5
<i>Acaulospora rehmi</i>	0,0	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	0,0
<i>Acaulospora scrobiculata</i>	50,0	62,5	87,5	75,0	75,0	62,5	0,0
<i>Acaulospora tuberculata</i>	25,0	50,0	0,0	25,0	12,5	37,5	12,5
GLOMERACEAE							
<i>Glomus clarum</i>	0,0	25,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0
<i>Glomus etunicatum</i>	37,5	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus formosanum</i>	37,5	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus invernauim</i>	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus macrocarpum</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Glomus tortuosum</i>	37,5	12,5	12,5	0,0	12,5	0,0	0,0
<i>Glomus sp1</i>	25,0	0,0	12,5	12,5	50,0	12,5	0,0
<i>Glomus sp2</i>	50,0	37,5	12,5	25,0	25,0	0,0	50,0
<i>Sclerocystis sp</i>	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5
ARCHAEOSPORACEAE							
<i>Archaeospora leptoticha</i>	37,5	25,0	0,0	0,0	0,0	12,5	87,5
GIGASPORACEAE							
<i>Gigaspora sp</i>	0,0	12,5	12,5	12,5	0,0	12,5	0,0
<i>Scutelospora fulgida</i>	12,5	0,0	0,0	12,5	12,5	0,0	0,0
<i>Scutelospora scutata</i>	37,5	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0

A espécie *Glomus macrocarpum* aparece em todas as repetições de todos os tratamentos. Caproni *et al.* (2003b), avaliando a capacidade infectiva de espécies de FMA sobre gramíneas da espécie *Brachiaria decumbens* observou que *Glomus macrocarpum* Tulasne & Tulasne foi mais rápida e competitiva que as demais espécies, além de ser a espécie com maior número de propágulos e esporos.

Tabela 19. Frequência de ocorrência das espécies em cada tratamento expressa em porcentagem, na época chuvosa.

Famílias/Espécies FMAs	PA	PB	0L	25L	50L	75L	MA
ACAULOSPORACEAE							
<i>Acaulospora denticulata</i>	0,0	37,5	12,5	12,5	0,0	0,0	0,0
<i>Acaulospora foveata</i>	62,5	62,5	37,5	25,0	50,0	50,0	75,0
<i>Acaulospora laevis</i>	25,0	37,5	0,0	25,0	12,5	25,0	87,5
<i>Acaulospora mellea</i>	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5
<i>Acaulospora rehmi</i>	0,0	25,0	0,0	25,0	0,0	25,0	0,0
<i>Acaulospora scrobiculata</i>	25,0	87,5	75,0	87,5	75,0	75,0	62,5
<i>Acaulospora tuberculata</i>	12,5	25,5	12,5	62,5	37,5	12,5	0,0
<i>Entrophospora sp</i>	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0
GLOMACEAE							
<i>Glomus clarum</i>	12,5	37,5	12,5	0,0	0,0	0,0	12,5
<i>Glomus macrocarpum</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Glomus tortuosum</i>	0,0	12,5	0,0	12,5	0,0	12,5	0,0
<i>Glomus sp1</i>	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus sp2</i>	75,0	62,5	62,5	62,5	50,0	25,0	12,5
<i>Glomus sp3</i>	0,0	12,5	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus sp4</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0
ARCHAEOSPORACEAE							
<i>Archaeospora leptoticha</i>	50,0	25,0	37,5	12,5	37,5	37,5	0,0
GIGASPORACEAE							
<i>Gigaspora sp</i>	12,5	12,5	0,0	12,5	12,5	0,0	0,0
<i>Scutellospora fulgida</i>	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0
<i>Scutellospora heterogama</i>	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0
<i>Scutellospora pellucida</i>	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Scutellospora persica</i>	0,0	0,0	12,5	12,5	12,5	0,0	0,0

Caracterizando o aparecimento de algumas espécies em cada uma das épocas amostrais, os esporos de *Acaulospora scrobiculata*, *Archeospora leptoticha* e *Glomus clarum* foram mais frequentes no período chuvoso e não no seco, enquanto que *A. mellea* apresentou maior frequência de ocorrência no período seco. Resultados esses similares aos verificados por Caproni et al. (2007) em tanques de resíduo de bauxita revegetados, no distrito de Porto Trombetas, PA. Para Sieverding (1991), qualquer variação climática, seja pelo excesso de chuvas ou mesmo pela falta delas, pode afetar a infectividade, o comprimento da raiz colonizada e o número de esporos, resultando em alterações na esporulação de espécies de FMAs que são sensíveis a essas situações, como o estresse hídrico.

Heijden et al. (2003) destacam os efeitos sobre o crescimento das plantas provocado pelas diferentes espécies de fungos micorrízicos arbusculares, parecem ser maiores quanto ao gênero do que quanto à espécie ou isolado, indicando ser mais provável observar efeitos resultantes da diversidade de espécies quando diferentes gêneros desses fungos estão presentes no solo.

Todas as áreas estudadas estão desde o ano de 2001 sem alterações no tipo de cobertura, entretanto, características distintas de cada uma das áreas estudadas atuam de forma relevante na resposta dos FMAs.

5. CONCLUSÕES

De uma maneira geral, a contribuição da diversidade vegetal e produção de matéria orgânica proporcionada pelo processo de revegetação, bem como as diferenças sazonais de umidade e temperatura influenciaram de forma positiva na diversidade das comunidades de organismos solo, seja para a fauna como para os fungos micorrízicos arbusculares.

A maior produção de biomassa e também o maior acúmulo de serapilheira sobre o solo estão associados aos períodos de menor disponibilidade hídrica. Enquanto isso, após o período chuvoso, foi observada a maior taxa de decomposição, relacionada ao aumento da densidade e diversidade da fauna nesse mesmo período, assim como da atividade dos mesmos nas camadas mais superficiais do compartimento solo-serapilheira.

Além disso, observa-se ainda os maiores índices de diversidade para as áreas revegetadas quando em comparação aos pastos, sugerindo melhores condições de adaptação e desenvolvimento das comunidades de organismos do solo.

Os resultados de riqueza e densidade de esporos de FMAs foram superiores na época chuvosa, sendo verificados os maiores valores nas áreas de Pasto, ou seja, no estágio mais inicial de sucessão. Os gêneros *Acaulospora* e *Glomus* foram os mais abundantes em todos os tratamentos, nas duas coletas e a espécie *Glomus macrocarpum* apareceu em todas as amostras coletadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOTT, L.K.; GAZEY, C. An ecological view of the formation of VA mycorrhizas. **Plant and Soil**, v.159, p.69-78, 1994.
- ABBOTT, L. K. & ROBSON, A. D. Factors influencing the occurrence of vesicular arbuscular mycorrhizas. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 35: 121-150, 1991.
- ALVES, A. R.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; HOLANDA, A. C. de. Aporte e decomposição de serapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v.6, n.2, 2006.
- ANDERSON, J.M.; FLANAGAN, P.W. Biological processes regulating organic matter dynamics in tropical soils. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Eds). **Tropical soil organic matter**. University of Hawaii Press. Honolulu, p. 97-123, 1989.
- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical Soil Biological and Fertility: a handbook of methods**. 2ed. Wallingford: CAB International, p.221, 1993.
- ANDERSON, J. M. & SWIFT, M. J. Decomposition in tropical forests. In: (SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C. Eds.) **Tropical rain forest: ecology and management**. London: Blackwell Scientific, p.287-309, 1983.
- ANDREW, H. M.; NOTI, M. I.; LEBRUN, P. The soil fauna: the other last biotic frontier. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 3, p. 45-56, 1994.
- ANJOS, L. H. C. dos; PEREIRA, M. G.; FONTANA, A. Matéria Orgânica e Pedogênese. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. de. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Rev. e atual. - Porto Alegre: Metrópole. p.137-158, 2008.
- ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. de. Produção e decomposição de serapilheira em um Sistema Agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.5, p.715-721, 2003.
- ARAÚJO, A. S. F. de; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, July./Sept. 2007.
- ARAÚJO, R. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; MACHADO, M. R.; PEREIRA, M. G.; FRAZÃO, F. J. Deposição de Serapilheira em Três Modelos de Revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Revista Floresta e Ambiente**, UFRRJ, 2005.
- ASSAD, M. L. L. Papel da macrofauna edáfica de invertebrados no comportamento de solos tropicais. In: XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, Rio de Janeiro. **Conferências...**, CD-ROOM, Rio de Janeiro, SBCS, 1997.
- BALIEIRO, F. C.; FRANCO, A. A.; PEREIRA, M. G.; CAMPELLO, E. F. C.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M.; ALVES, B. J. R. Dinâmica da serapilheira e transferência de nitrogênio ao solo, em plantios de *Pseudosamanea guachapele* e *Eucalyptus grandis*. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.39, n.6, p.597-601, jun. 2004.
- BANDEIRA, A. G.; TORRES, M. F. P. Abundância e distribuição de invertebrados do solo em ecossistemas da Amazônia Oriental. O papel ecológico dos cupins. **Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi, série Zoologia**, 2: 13-38. 1985.

- BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BATISTA, E. A.; MANTOVANI, W.; VERONESE, S. A. & ANDREANI JR, R. Ensaios para estabelecimento de modelos para recuperação de áreas degradadas de mata ciliares, Moji Guaçu (SP) - nota prévia. Pp. 268-283. In: **Anais do Simpósio sobre Mata Ciliar**. Fundação Cargill, Campinas. 1989.
- BARROS, E.; NEVES, A.; BLANCHART, E.; FERNANDES, E.C.; WANDELLI, E.; LAVELLE, P. Development of the soil macrofauna community under silvopastoral and agrosilvicultural systems in Amazonia. **Pedobiologia**, v.47, p.273-280, 2003.
- BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, 12: 380-389. 1998.
- BINKLEY, D.; DUNKIN, K.A.; DeBELL, D. e RYAN, M.G. Production and nutrient cycling in mixed plantations of Eucalyptus and Albizia in Hawaii. **Forest Science**. v 38(2), p.393-408, 1992.
- BONFIM, J.A.; MATSUMOTO, S.N.; MIGUEL, D.L.; SANTOS, M.A.F.; CÉSAR, F.R.C.F.; ARAÚJO, G.S.; GUIMARÃES, M.M.C.; COELHO, R.A.; LIMA, J.M.; LEMOS, C.L.; SOUZA, A.J.de J. Determinação da densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares em cafeeiros cultivados em sistema agroflorestal e a pleno sol, no município de Vitória da Conquista, Bahia. **Rev. Bras. Agroecologia**. v. 2, n. 2. 2007.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 5.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, p.647, 1979.
- BRUNDRETT, M. C. Mycorrhizas in natural ecosystems. **Advances in Ecological Research** 21: 131-171. 1991.
- BRUYN, L.A.L. de. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 74: 425-441, 1999.
- CALASANS, N. A. R.; LEVY, M. C. T. & MOREAU, M. Interrelações entre clima e vazão. In: **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus, 2002. cap.3.
- CALDAS, A.J.F.da SILVA. **Geoprocessamento e análise ambiental para determinação de corredores de hábitat na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba –RJ**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas. 110f. 2006.
- CAPRONI, A. L.; FRANCO, A. A.; BERBARA, R. L. L.; TRUFEM, S. B.; GRANHA, J. R. D. O.; MONTEIRO, A. B. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 38, n. 12, p. 1409-1418, dez. 2003a.
- CAPRONI, A.L.; FRANCO, A.A.; BERBARA, R.L.L.; GRANHA, J.R.D.O.; SILVA, E.M.R. e SAGGIN JUNIOR, O.J. Capacidade infectiva de fungos micorrízicos arbusculares em áreas reflorestadas após mineração de bauxita no Pará. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 38, n. 8, p. 937-945, ago. 2003b.
- CAPRONI, A.L.; FRANCO, A.A.; BERBARA, R.L.L.; GRANHA, J.R.D.O.; MARINHO, N. F. Fungos micorrízicos arbusculares em estéril revegetado com *Acacia mangium*, após mineração de bauxita. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.29, n.03, p.373-381, 2005.
- CAPRONI, A. L.; FRANCO, A. A.; GRANHA, J. R. D.O.; SOUCHIE, E. L. Ocorrência de Fungos Micorrízicos Arbusculares em resíduo da mineração de bauxita revegetado com espécies arbóreas. **Acta bot. bras.** 21(1): 99-106. 2007.
- CARPANEZZI, A. A. **Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de *Eucalyptus* no interior do Estado de São Paulo**.

Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 107 f. 1980.

CARENHO, ROSILAINE; TRUFEM, SANDRA F. B.; BONONI, VERA L. R.. Fungos micorrízicos arbusculares em rizosferas de três espécies de fitobiontes instaladas em área de mata ciliar revegetada. **Acta Bot. Bras.**, São Paulo, v. 15, n. 1, 2001.

CÉSAR, O. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi (SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 4, p. 671-681, 1993.

CHADA, S.S. de; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. de. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis - RJ. **Rev. Árvore**, Viçosa-MG, v. 28, n. 6, p. 801-908, 2004.

CHAER, G. M. Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2001. p.89. (**Dissertação de Mestrado**).

CHAN, K.Y. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. **Soil & Tillage Research**, v.57, p.179-191, 2001.

CLARK, R. B. Arbuscular mycorrhizal adaptation, spore germination, root colonization, and host plant growth and mineral acquisition at low pH. **Plant and Soil**, The Hague, v. 192, p. 5-22, 1997.

CLARK, R.B. & ZETO, S.K. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. **Journal of Plant Nutrition**, 23, 867–902. 2000.

COELHO, F. C. et al. Caracterização e incidência de fungos micorrízicos em povoamentos de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna*, nos municípios de Botucatu, São José dos Campos e São Miguel Arcanjo, São Paulo. **Revista Árvore**, v.21, n.4, p.563-573, 1997.

COLOZZI-FILHO, A.; CARDOSO, E. J. B. N. Detecção de fungos micorrízicos arbusculares em raízes de cafeeiro e de crotalária cultivada na entrelinha. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.35, n.10, p.2033-2042, out. 2000.

CORREIA, M. E. F. Organização de comunidades da fauna do solo: o papel da densidade e da diversidade como indicadores de mudanças ambientais (compact disc). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, Palestras, Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 20p. 1997.

CORREIA, M. E. F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 33p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 156). 2002.

CORREIA, M.E.F; ANDRADE, A.G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. de. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Rev. e atual. - Porto Alegre: Metrópole. p.137-158, 2008.

CURRY, J. P.; GOOD, J. A. Soil fauna degradation and restoration. **Advances in Soil Science**, New York, v. 17, p. 171-215, 1992.

COSTA, G. S.; ANDRADE, A. G.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serapilheira de *Mimosa caesalpiniiifolia* (Sabiá) com seis anos de idade. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...** Viçosa: SOBRADE/UFV, p. 344-349. 1997.

- DANGERFIELD, J. M. Abundance, biomass and diversity of soil macrofauna in savanna woodland and associated managed habitats. **Pedobiologia**, Jena v. 34: 141-50, 1990.
- DANIELS-HETRICK, B. A. & J. BLOOM. The influence of host plant on production and colonization ability of vesicular-arbuscular mycorrhizal spores. **Mycologia**, 78 (1): 32-36. 1986.
- DANTAS, M. Pastagens da Amazônia Central: Ecologia e fauna do solo. **Acta Amazonica** 9: 1-54. (Suplemento), 1979.
- DAVIS, A.J.; HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A.H.; SUTTON, S.L. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, n.38, p.593-616. 2001.
- DERESZ, F.; PORTO, P. P.; CÓSER, A. C.; MARTINS, C. E. **Produção de leite de vacas Holandês x Zebu em pastagens de gramíneas tropicais manejadas sob pastejo rotativo**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, p.4 (Circular Técnica. Embrapa Gado de Leite, 90), 2006.
- DIAS, H. C. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variação temporal e espacial da produção de serapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Lavras-MG. **Revista Árvore**, v. 21, n. 1, p. 11-26, 1997.
- DIAS, H. C. T. et al. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. **Revista Cerne**, v.8, n.2, p.1-16, 2002.
- DIDDEN, W.A.M. Ecology of terrestrial Enchytraeidae. **Pedobiologia** 37, 2-29. 1993.
- DINDAL, D. **Soil biology guide**. Ed. John Wiley and Sons. New York. 1348p, 1990.
- DINIZ, S.; PAGANO, S. N. Dinâmica de folhedo em floresta mesófila semidecídua no município de Araras, SP. I – Produção, decomposição e acúmulo. **Revista do Instituto Florestal**, v. 9, n. 1, p. 27-36, 1997.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (eds.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Society of America, p. 3-21. (SSSA Special Publication, 35). 1994.
- DORAN, J.W. **Soil quality and sustainability**. In: Proceedings of the XXVI Brazilian Congress of Soil Science, Rio de Janeiro, Brazil, 20–26 July. 1997.
- DORAN, J.W., LIEBIG, M.A., SANTANA, D.P. **Soil health and global sustainability**. In: Proceedings of the 16th World Congress of Soil Science. Montpellier, France, 20–26 August. 1998.
- DREVER, J. I. The effect of land plants on weathering rates of silicate minerals. **Geochimica Cosmochimica Acta**, London, v.58, p.2325-2332, 1994.
- DUNCAN, D. H.; DORROUGH, J.; WHITE, M.; MOXHAN, C. Blowing in the wind? Nutrient enrichment of remnant woodlands in an agricultural landscape. **Landscape ecol.** 23:107-119, 2008.
- EMBRAPA. **Cedida área para criação do Parque Serra da Concórdia**. Disponível em (<http://www.embrapa.br/imprensa/noticias/2000/outubro/bn.2004-11-25.9713756102/>). Consultado em 10 de setembro de 2008.

- EWEL, J. J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, v. 64, p. 293-308, 1976.
- FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**. 57:1-32. 1991.
- FRANCO, A. A. **Desenvolvimento de sistemas agroflorestais para a recuperação e sustentabilidade de áreas de Mata Atlântica**. Projeto de Pesquisa Prodetab - Embrapa – No 039 - 01/99. p. 163. Relatório final – 2000-2004.
- FRANCO, A. A., CAMPELLO, E.F.C., DIAS, L. E., FARIA, S. M.de. **Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas-Pa**. Itaguaí: EMBRAPA-CNPAB; (EMBRAPA-CNPAB. Documentos, 27). 71p. 1996.
- GALINDO-LEAL, C & CÂMARA, I. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C & CÂMARA, I. G. orgs. **Mata Atlântica : biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica. Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005. p. 3-11. Disponível em: <www.conservation.org.br>. Acesso em: 20/07/2007.
- GALLO, D.; NAKANO, O.; NETO, S.S.; CARVALHO, R.P.L.; BATISTA, G.C. de; FILHO, B.F.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S.B.; VENDRAMIM, J.D. **Manual de Entomologia Agrícola**. São Paulo: 2ª edição. Ed. Agronômica Ceres, 1988.
- GARCIA, P.C.M., MACEDO, M.O. de; RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C.; FRANDO, A.A. Estoque edistribuição da serapilheira em diferentes Sistemas Florestais. **Revista Universidade Rural, Série Ciência da Vida**, UFRRJ, Seropédica, RJ, EDUR, v. 25, n. 1, Jan.-Jun., p. 12-17, 2005.
- GERARD, B.M. Factors affecting earthworms in pastures. **J. Anim. Ecol.** 36, 235-252. 1967.
- GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. (1963) Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transaction of the British Mycological Society**, v. 46, p. 235-246, 1963.
- GOLFARI, L. & MOOSMAYER, H. **Manual de reflorestamento do Estado do Rio de Janeiro**. Governo do Estado do Rio de Janeiro, 382p. 1980.
- GOLLEY, F.B. **Tropical rain forest ecosystems: structure and function**. Amsterdam: Elsevier, 1983. 392p.
- GUILHERME, L. R. G. . Solos: causa da baixa fertilidade. DBO Agrotecnologia, São Paulo, v. 2, n. 6, p. 6-7, 2005.
- HÅGVAR, S. Mites (Acari) developing inside decomposing spruce needles: Biology and effect on decomposition rate. **Pedobiologia** 42, 358-377. 1998.
- HENDRIX, P. F.; CROSSLEY JR., D. A.; BLAIR, J. M.; COLEMAN, D. C. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. In: EDWARDS, C. A.; LAL, R.; MADDEN, P.; MILLER, R. H.; HOUSE G. (Ed.). **Sustainable Agricultural System**. Ankey: Soil and Water Conservation Society,. p.637-654, 1990.
- HEIJDEN, M.G.A. van der; WIEMKEN, A.; SANDERS, I.R. Different arbuscular mycorrhizal fungi alter coexistence and resource distribution between co-occurring plant. **New Phytologist**, v.157, p.569-578, 2003.

HERBOHN, J. L.; CONGDON, R. A. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest. II- Litterfall. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 365-380, 1993.

HOLE, F D. Effects of animals on soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 75, p. 75-112, 1981.

IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração**: Técnicas de Revegetação. Brasília: IBAMA, 1990, 96 p.

IEF - INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. Disponível em (<http://www.ief.rj.gov.br/mata/conteudo.htm>). Consultado em 10 de setembro de 2008.

INPE & SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2000-2005**. Disponível em (<http://www.rma.org.br/v3/action/node/showNode.php?id=474&list=1>) > Acesso em 12 de setembro de 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 92 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1). 1992.

ISLAN, K. R.; WEIL, R. R. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, p.69-78, 2000.

JANOS, D. P. Mycorrhizae influence tropical succession. **Biotropica** 12: 56-64. 1980.

JESUS, R.M. Revegetação: Da teoria a prática - Técnicas de implantação. In: **Anais**, I Simpósio Sul Americano. II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas; Foz do Iguaçu – PR, 1994.

JONES C.G., LAWTON J.H., SHACHAK M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, 69: 373-386, 1994.

KARLEN, D. L. ; MAUSBACH, M. J. ; DORAN, J. W. ; CLINE, R. G. ; HARRIS, R. F. ; SCHUMAN, G. E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society American Journal**, Madison. v. 61, p. 4–10, 1997.

KIM, K.C. Biodiversity, conservation and inventory: Why insects matter. **Biodiversity and Conservation**, v.2, p.191-214, 1993.

KÖNIG, F. G., BRUN, E. J., SCHUMACHER, M. V., LONGHI, S. L. Devolução de nutrientes via serapilheira em um fragmento de Floresta estacional decidual no município de Santa Maria, RS. **Brasil Florestal**, v.74, p. 45-51, 2002.

LAL, R. Degradation and resilience of soils. **Philos. Trans. R. Soc. London Ser. B**, p.352: 997-1010. 1997.

LAL, R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. **Advances in Agronomy**, v.71, p.145-191, 2001.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, New York, v.27, p. 93-132, 1997.

LAVELLE, P., BLANCHART, E., MARTIN, A., SPAIN, A. V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. **SSSA Special Publication** nº 29, p. 157-185. USA, 1992.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Pub., 654p. 2001.

- LEE, K. E.; PANKHURST, C. E. Soil organisms and sustainable productivity. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v.30, p.855-892, 1992.
- LEITÃO-FILHO, H.F., PAGANO, S.N., CESAR, O., TIMONI, J.L. e RUEDA, J.J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. Editora da Universidade Estadual Paulista/ Editora da Universidade de Campinas, São Paulo, 184p. 1993
- LINDBERG, N. **Soil fauna and global change – responses to experimental drought, irrigation, fertilisation and soil warming**. Doctor's dissertation. Department of Ecology and Environmental Research. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 37p. 2003.
- LINDEN, D. R.; HENDRIX, P. F.; COLEMAN, D. C.; VAN VLIET, P. C. J. Faunal Indicators of Soil Quality. In: J. W. DORAN, D. C. COLEMAN, D. F. BEZDICEK; B. A. STEWART. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment**. Wisconsin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, (SSSA Special Publication n. 35). p. 91-106, 1994.
- LUIZÃO, F. J.; SHUBART, H. O. R. Litter production and decomposition in a terra-firma Forest of Central Amazonia. **Experientia**, 43: 259-265, 1987.
- MARTINS, S.V. & RODRIGUES, R.R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecídua no Município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 22:405-412. 1999.
- MEENTMEYER, V.; BOX, E. O.; THOMPSON, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, v. 32, p. 125-128, 1982.
- MEGURO, M.; VINUIZA, G.N.; DELITTI, W.B.C. Ciclagem de nutrientes na mata mesófila secundária I. Produção e conteúdo de nutrientes minerais no folheto. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, n.7, p.11- 31, 1979.
- MILHOMEM, M.S.; MELLO, F.Z.V. de; DINIZ, I.R. Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, n.11, p.1249-1256, 2003.
- MILLER, R.M. & JASTROW, J.D. Mycorrhizal influence on soil structure. In: Kapulnik, Y. & Douds, D.D. (eds) **Arbuscular Mycorrhizae: Molecular Biology and Physiology**. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 3–18. 2002.
- MIRANDA, E. M. de ; SILVA, E.M.R. da ; SAGGIN JUNIOR, O. J. Comunidades de fungos micorrízicos arbusculares associados ao amendoim forrageiro em pastagens consorciadas no Sudeste Amazônico. In: **Workshop Pan-Amazônico sobre Biodiversidade do Solo**, 2007, Rio Branco, AC. Workshop Pan-Amazônico sobre Biodiversidade do Solo, 2007.
- MOLOFSKY, J. & AUGSPURGER, C.K. The effect of litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**. 73:68-77. 1992.
- MOORHEAD, D.L., WESTERFIELD, M.M. & ZAK, J.C. Plants retard litter decay in a nutrient-limited soil: a case of exploitative competition? **Oecologia** 113:530-536. 1998.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 729 p. 2006.
- MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. da. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 28, n. 1, p. 49-59, 2004.
- MORELLATO, P. C. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi. e In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.) **História natural da Serra do Japi - ecologia e**

preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas: UNICAMP, p. 98-109. 1992.

MOTHCI, E. P. & CAMARGO, M. N. **Estudo expedito de solos do Estado do Rio de Janeiro para fins de classificação, correlação e legenda preliminar**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/SLNCS, 1978.

MUNYANZIZA, E.; KEHRI, H. K.; BAGYARAJ, D. J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agro-ecosystem function in the tropics: the role of mycorrhiza in crops and trees. **Applied Soil Ecology** 6:77-85, 1997.

NEWSHAM, K.K., FITTER, A.H. & WATKINSON, A.R. Multi-functionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizas. **Trends in Ecology and Evolution**, 10:407–411, 1995.

NIEMELÄ, J., J. KOTZE. Assessing anthropogenic impacts on biodiversity using carabids: a global network. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF ENTOMOLOGY, 21., 2000, Foz do Iguaçu, PR. 2001.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1979. 421p.

NOVAIS, F.R.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 399p. 1999.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 434p. 1988.

OLIVEIRA, R. E. **Aspectos da dinâmica de um fragmento florestal em Piracicaba-SP: silvigênese e ciclagem de nutrientes**. 1997. 79 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 1997.

OLIVEIRA, R.R. Mata Atlântica, Paleoterritórios e História ambiental. **Ambiente e Sociedade**. Campinas, v. X, n.2, p.11-23, 2007.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

PAGANO, S. N. Produção de folheto em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, n. 3, p. 633-639, 1989.

PARROTA, J. A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as “foster ecosystems”. In: LEITE, H. e LOHMANN, M. (Eds), **Restoration of Tropical Forest Ecosystems**. Dordrecht: Kluwer, p.63-73. 1993.

PEPENDICK, R. I.; PARR, J. F. Soil quality. The key to a sustainable agriculture. **Am. J. Altern. Agric.** 7:2-3, 1992.

PFLEGER, F.L.; STEWART, E.L. & NOYD, R.K. Role of VAM fungi in mine land revegetation. In: F.L. Pfleger & R.G. Lingerman. **Mycorrhizae and Plant Health**. St. Paul, APS Press. 1994.

PICONE, C. Diversity and abundance of arbuscular mycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture. **Biotropica**, 32:734-750, 2000.

PIMENTEL, M. S.; AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F.; COSTA, J. R.; RICCI, M. S. F.; DE-POLLI, H. Atributos biológicos do solo sob manejo orgânico de cafeeiro, pastagem e floresta em região do Médio Paraíba Fluminense-RJ. **Coffee Science**, Lavras, v. 1, n. 2, p. 85-93, jul./dez. 2006.

PINTO, L.P. & BRITO, M.C.W. de. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: GALINDO-LEAL, C & CÂMARA, I. G. orgs. **Mata**

Atlântica : biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica. Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005. p. 3-11. Disponível em: <www.conservation.org.br>. Acesso em: 16/09/2008.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de Floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.3, p.545-556, 2008.

POGGIANI, F.; MONTEIRO JUNIOR, E. S. Deposição de folhedo e retorno de nutrientes ao solo numa floresta estacional semidecidual, em Piracicaba (Estado de SP). In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p. 596-602.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação.** Londrina: E. Rodrigues, p.327, 2001.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres; Potafos, 343p. 1991.

RAMBALDI, D. M & OLIVEIRA, D. A. S. (orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília: MMA/SBF, 510 p. 2003.

RAVEN, P.H.; EVERT, R.E.; EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal.** 6 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 906 p. 2001.

REIS, A.; NAKAZONO, E.M.; MATOS, J. Z. Utilização da sucessão e das interações planta-animal na recuperação de áreas florestais degradadas. In: **Recuperação de Áreas Degradadas**, 3. Curso de Atualização. Curitiba. p. 29-43. 1996.

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza.** 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 542p. 2003.

RILLIG, M.C.. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **Canadian Journal of Soil Science**, 84, 355–363. 2004.

ROVIRA, A.D. **Sustainable farming systems in the cereal livestock areas of the Mediterranean region of Australia.** Keynote paper at the International Conference on ‘Soil Management in Sustainable Agriculture’ held Sept. Wye College, U.K. 1993.

SAGGIN-JR, O. J. **Micorrizas arbusculares em mudas de espécies arbóreas nativas do sudeste brasileiro.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras, Lavras. 120p. 1997.

SAGGIN JÚNIOR, O.J.; SIQUEIRA, J.O. Avaliação da eficiência simbiótica de fungos endomicorrízicos para o cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.19, n.2, p.221-228, 1995.

SANCHÉZ, S.; REINÉS, M. Papel de la macrofauna edáfica en los ecosistemas ganaderos. **Pastos y Forrajes**, v.24, p.191-202, 2001.

SANTOS, A. L.; SOUZA, F. A. de; BERBARA, R. L. L.; GUERRA, J. G. M. Estabelecimento e capacidade infectiva de *Gigaspora margarita* e *Glomus clarum* em solo sob erosão. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 14, n. 2, p. 127-139, 2000.

SANTOS, I.P.A.; PINTO, J.C.; SIQUEIRA, J.O.; MORAIS, A.R.; CURI, N.; EVANGELISTA, A.R. Resposta a fósforo, micorriza e nitrogênio de Braquiarião e Amendoim forrageiro consorciados. Rendimento de matéria seca da parte aérea e da raiz. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v.25, n.5, p.1206-1215, 2001.

- SIEVERDING, E. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. **Federal Republic of Germany, Eschborn.** Friedland Bremer, 371p. 1991.
- SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado, **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.41, n.4, p.697-704, abr. 2006.
- SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; SILVA, E. M. R.; CORREIA, M. E. F.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J. Fungos micorrízicos arbusculares em áreas no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP). **Rev.Caatinga** (Mossoró,Brasil), v.19, n.1, p.01-10, janeiro/março 2006.
- SIQUEIRA, J.O.; COLOZZI-FILHO, A.; OLIVEIRA, E. de. Ocorrência de micorrizas vesículo-arbusculares em agro e ecossistemas do Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira.** Brasília, v.24, p.1499- 1506, 1989.
- SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, C. A. Matéria orgânica em solos de áreas degradadas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. de. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2 ed. Rev. e atual. - Porto Alegre: Metrópole. p.495-524, 2008.
- SMITH, S. E. & READ, D. J. Mycorrhizal symbiosis (2nd ed.). **Academic Press**, San Diego. 605p.1997.
- SOUZA, F.A., SILVA, E.M.R. Micorrizas arbusculares na revegetação de áreas degradadas. In: SIQUEIRA, J.O (ed.) **Avanços em fundamentos e aplicação de micorrizas.** Lavras: UFLA / DCS, p.255-290. 1996.
- SPOLIDORO, M. L .C. V. **Composição e estrutura de um trecho de floresta no médio Paraíba do Sul, RJ.** 90p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2001.
- STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition reaction.** 2.ed. New York: J.Willey, 496p. 1994.
- STORK, N.E.; EGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture.** v.7, n.1/2, p.38-47, 1992.
- SUNDARAPANDIAN, S.M., SWAMY, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, v. 123:231-244. 1999.
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems.** Studies in Ecology, Vol.5., Oxford: Blackwell Scientific Publications, p.372, 1979.
- SYLVIA, D.M., JARSTFER, A.G., Sheared-root inocula of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied and Environmental Microbiology.** v. 58, 229-232. 1992.
- TERBORGH, J.; LOPES, L.; TELLO, J.; YU, D.; BRUNI, A. R. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: W. F. Laurance, R. O. Bierregaard (eds.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Landscape.** University of Chicago Press, Chicago, p. 256-274. 1997.
- THOMANZINI, M. J.; THOMANZINI, A.P. B. W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas.** Rio Branco: EMBRAPA Acre, 21p. 2000. (Circular Técnica, 57)

TIAN, G.; BRUSSARD, L.; KANG, B.T. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: effects on soil fauna. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v.25, p.731-737, 1993.

UNITED STATE DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Guidelines for soil quality assessment in conservation planning**. NRCS/Soil Quality Institute. 2001. <http://www.docstoc.com/docs/850717/Guidelines-for-Soil-Quality-Assessment-in-Conservation-Planning>. Acesso em: 24/03/2009.

VALENTE, F.D.; NEVES, L.G.; TIENNE, L.; MARQUES, O.; CORTINES, E.; VALCARCEL, R. Produção e decomposição de serapilheira em medidas biológicas de reabilitação de áreas de empréstimo na Mata Atlântica. **Revista da Universidade Rural – Série Ciências da Vida**, UFRRJ, Seropédica, RJ, EDUR, v. 25, n.1, Jan.-Jun., p.18-25, 2005.

VAN VLIET, P. C. J. et al. Population dynamics and functional roles of Enchytraeidae (Oligochaeta) in hardwood forest and agricultural ecosystems. **Plant and Soil**, v.170, p.199-207, 1995.

VARGAS, G. M. **Território e Natureza**. II Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós Graduação em Ambiente e Sociedade. 26 a 29 de maio de 2004. Disponível em: <http://www.anppas.org.br>. Acessado em: 16 de março de 2009.

VERHOEF, H. & WITTEVEEN, J. Water balance in Collembola and its relation to habitat selection; cuticular water loss and water uptake. **Journal of Insect Physiology**, v.26, 201-208. 1980.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p.113-118.

VIANA, V.M. & PINHEIRO, L.A.F.V. **Conservação da Biodiversidade em fragmentos florestais**. Série Técnica - IPEF. ESALQ/USP. v. 12, n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

VILLANI, M.G.; WRIGHT, R. J. Environmental influences on soil macroarthropod behavior in agricultural systems. **Annual Review Entomology**, v.35, p.249-269, 1990.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.28, n.6, p.793-800, 2004.

WERNECK, M.S., PEDRALLI, G., e GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.2, p.195-198, 2001.