

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo
em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**

Lauro Rodrigues Nogueira Junior

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2010**

Lauro Rodrigues Nogueira Junior
Engenheiro Agrônomo

**Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em
diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**

Orientadora:
Prof^a Dr^a **VERA LEX ENGEL**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2010

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Nogueira Junior, Lauro Rodrigues

Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica / Lauro Rodrigues Nogueira Junior. - - Piracicaba, 2010. 94 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.

1. Biodiversidade 2. Biomassa 3. Carbono 4. Ecossistemas florestais - Mata Atlântica - Restauração 5. Fertilidade do solo 6. Reflorestamento 7. Solos - Propriedades físico-químicas
Título

CDD 634.94
N778e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICATÓRIA

Dedico a minha família e a nossa natureza!

AGRADECIMENTOS

Em especial a minha querida Daniela Midei e aos meus amores: mãe, pai (em memória), filhos, irmãos, amigos..., por tudo;

A Profa. Vera Lex Engel, pela simpatia, tranquilidade, experiência, liberdade, orientação, ensinamentos, exemplos, confiança e aprimoramento técnicocientífico;

Ao Prof. José Leonardo de M. Gonçalves, novamente pela oportunidade, pela orientação, ensinamentos, apoio e confiança;

Ao Prof. José Luiz Stape, pela eficiente avaliação do meu projeto;

Ao Pesquisador Dr. Antônio Carlos Galvão de Melo do Instituto Florestal de São Paulo, pela orientação nos trabalhos de biomassa florestal e pelo empréstimo de equipamentos;

A Profa. Simey Thury Vieira Fisch da Universidade de Taubaté, em especial por você, depois pela vara telescópica;

Aos professores Fernando Seixas, Carlos Eduardo Cerri e Fábio Poggiani, pelas sugestões e conselhos durante a minha qualificação;

Ao Elder Candido de Matos, ao Dicão e aos demais funcionários da UNESP de Botucatu que me apoiaram em pesados trabalhos de campo;

Especialmente, a todos os estudantes de pós-graduação e estagiários do Laboratório de Restauração Florestal da UNESP de Botucatu que me apoiaram em campo;

A Alba, Daniele e Daieli do Laboratório de Ecologia Aplicada, pela colaboração;

Ao Jeferson Polizel e Alexandre Vendemiatti do Departamento de Ciências Florestais, pelo empréstimo de valiosos equipamentos;

Ao Prof. Francides Gomes da Silva e a equipe do Laboratório de Química e Celulose, pelo apoio nas análises de densidade da madeira;

A Denise e ao Fernando do Laboratório de Microbiologia do Departamento de Ciências Solo, pelo apoio;

A todas as pessoas que colaboraram direta ou indiretamente na realização do projeto;

Aos inúmeros colegas de pós-graduação e graduação, professores, funcionários da ESALQ, Prof. Bianchi e a essa saudosa cidade, Piracicaba;

Ao Departamento de Ciências Florestais e a ESALQ, por facilitar a pesquisa (biblioteca, internet e laboratórios) e a vida social (RUCAS, campo de futebol e centro de saúde);

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa de Doutorado e Reserva Técnica, que muito, muito mesmo, facilitaram minha sustentabilidade e a execução desta maravilhosa pesquisa;

Sinceramente, obrigado!

EPÍGRAFE

Haverá uma era em que a paz, o amor e o altruísmo prevalecerão sobre a guerra, o ódio e o egoísmo. Nesta era os humanos poderão sonhar tranquilamente sobre uma nuvem branca num mundo azul; saberemos que mais vale a paz do que a guerra e que mais vale a alegria do que a tristeza.

Joka

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	19
1 INTRODUÇÃO	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 A biomassa florestal como reservatório de carbono.....	23
2.2 A produtividade primária líquida em ecossistemas florestais	25
2.3 Solos degradados e processos de recuperação	26
3 MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1 Local de estudo	29
3.2 Tratamentos, delineamento experimental e amostragem.....	31
3.3 Caracterização dos atributos do solo	35
3.4 Desenvolvimento florestal	36
3.5 Estimativa do estoque de carbono	37
3.6 Análises estatísticas	43
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
4.1 Alterações dos atributos edáficos.....	45
4.2 Composição e desenvolvimento de espécies.....	56
4.3 Biomassa arbórea, produtividade primária líquida e estoque de carbono.....	66
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	83
6 CONCLUSÕES	85
REFERÊNCIAS.....	87

RESUMO

Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica

O aumento da concentração de CO₂ na atmosfera nas últimas décadas e sua relação com o aquecimento global tem sido amplamente debatido nos meios acadêmicos. Paralelamente, o Brasil aparece como um dos grandes responsáveis pela emissão de gases estufa em decorrência do desmatamento. Buscando apoiar ações públicas, privadas e sociais e responder a questões ligadas ao papel de reflorestamentos mistos na absorção de carbono atmosférico e nas mudanças dos atributos do solo, este trabalho objetivou avaliar o estoque de carbono, o desenvolvimento florestal e os atributos edáficos em dois sistemas contrastantes de restauração florestal (Floresta Estacional Semidecidual). Foi analisado um experimento implantado em 1997, em Nitossolo Vermelho e Argissolo Vermelho-Amarelo, avaliando três tratamentos em blocos casualizados, com três repetições em cada sítio: Controle (regeneração natural), Baixa Diversidade (semeadura direta) e Alta Diversidade (plantio por mudas). Dois locais com Floresta Nativa serviram de referência para os atributos do solo. Na camada de 0-40 cm, o Nitossolo tem textura argilosa e boa fertilidade e o Argissolo é arenoso com média fertilidade. Os atributos físicos e químicos do solo apresentaram alterações entre 1998 e 2010, com diferenças entre a Floresta Nativa e os demais tratamentos. Para as duas áreas experimentais, a relação C:N e o carbono da biomassa microbiana dos solos nos modelos de restauração se assemelharam ao Floresta Nativa, indicando que as atuais condições favorecem a ciclagem de nutrientes. Apesar disto, para os atributos químicos do solo avaliados, as diferenças entre a Floresta Nativa e os demais tratamentos continuam a existir, mesmo após 10 anos da implantação, devendo ser gradativo o retorno da fertilidade à condição pré-existente, com influência dos plantios. Os modelos de reflorestamento tiveram diferença significativa quanto ao desenvolvimento florestal. Nos primeiros dez anos, além de incrementar os processos de sucessão natural, o sistema de Baixa Diversidade proporcionou uma maior e melhor edificação da estrutura horizontal e vertical que o de Alta Diversidade, refletida numa maior produção de biomassa seca. O desenvolvimento das árvores no Alta Diversidade foi favorecido em solo de boa fertilidade. Numa análise conjunta, os solos de boa e média fertilidade não se diferenciaram em termos de desenvolvimento arbóreo, que pode estar mais relacionado à alta competição com invasoras. A partir do décimo ano a produtividade primária líquida se estabilizou para o modelo de reflorestamento com baixa diversidade de espécies sobre o solo arenoso de média fertilidade, indicando a necessidade de intervenção. A biomassa arbórea em sítio de média fertilidade com baixa diversidade de espécies nativas se apresentou como um importante reservatório de carbono. Em solo argiloso de boa fertilidade o principal reservatório de carbono foi o abaixo do solo. O reflorestamento com baixa diversidade de espécies arbóreas mostrou um elevado potencial e capacidade de estoque de carbono em sistemas florestais, maior do que o reflorestamento com alta diversidade. Ambos os modelos/técnicas de restauração têm suas vantagens e desvantagens, as quais devem ser consideradas nos processos de mitigação do aquecimento global e da restauração da biodiversidade da Mata Atlântica em larga escala.

Palavras-chave: Restauração; Estrutura; Diversidade de espécies; Desenvolvimento; Biomassa; Produtividade; Seqüestro de carbono; Área degradada; Fertilidade

ABSTRACT

Carbon stocks in the phytomass and soil properties changes in distinct Atlantic Forest restoration models

The increase of CO₂ concentration in the atmosphere over the last decades and its relation to global warming has been largely documented by scientists. In parallel, deforestation in Brazil accounts for most emissions of greenhouse gases. Attempting to support public, private and social actions as well as to answer the questions concerning the role of mixed reforestation in the absorption of CO₂ and changes of soil attributes, this study aimed to assess the carbon stock, forest development and soil changes in two different systems of forest restoration. We evaluated an experiment undertaken in 1997, in a red Alfisol and a red-yellow Ultisol, evaluating three treatments in a randomized block design with three replications in each site: Control (natural regeneration), Low Diversity (direct seeding) and High Diversity (seedlings). Two sites with Native Forest were used as reference for the soil attributes. In the first layer (0-40 cm) the Alfisol has a clay texture with good fertility and Ultisol is sandy with medium fertility. The physical and chemical soil properties showed changes from 1998 to 2010 and differences between the Native Forest and the other treatments were evident. For both experimental areas, the C:N ratio of soils in reforestation models is similar to that in the native forest. The increase in carbon in soil microbial biomass indicates that current conditions may favor the decomposition of soil organic matter. For the soil properties evaluated, the differences between the Native Forest and the other treatments still exist and leading to a gradual return of fertility to the pre-existing condition, influenced by plantations. The forestry development had significant differences among the reforestation models. In the first ten years, besides increasing the processes of natural succession, the lower diversity model provided a better horizontal and vertical structure than the high diversity model, reflected in increased biomass production. The development of trees in the high diversity model was favored in soil of good fertility. In a pooled analysis, the high and medium fertility soil do not differ in terms of tree development, which may be more related to weed competition. After the tenth year, the net primary production has stabilized in the low diversity restoration model on the medium fertility sandy soil, requiring management intervention. The tree biomass in the site of medium fertility with low diversity of native species is presented as a major carbon pool. In clayey soil of good fertility the main carbon pool is underground. Reforestation with low diversity of tree species has a high potential and capacity of carbon stocking in forest ecosystems, higher than that of high diversity reforestation model. Both models and restoration techniques have advantages and disadvantages, which should be considered in the process to mitigate global warming and to restore biodiversity of the Atlantic Forest on a larger scale.

Keywords: Restoration; Structure; Species diversity; Development; Biomass; Productivity; Carbon sequestration; Degraded land; Fertility

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Precipitação mensal e temperatura média mensal no período entre janeiro de 2008 e dezembro de 2009 e média da precipitação mensal e da temperatura média mensal de 1971 a 2009, no campus da UNESP, Botucatu 29
- Figura 2 – Áreas experimentais no ano de 2000, junto à cuesta arenito-basáltica numa região de Floresta Tropical Estacional Semidecidual de domínio de Mata Atlântica. Área 1 localizada a 700m de altitude num Nitossolo Vermelho de textura argilosa e relevo ondulado. Área 2 localizada a 574m de altitude num Argissolo Vermelho-Amarelo de textura arenosa e relevo suave ondulado a ondulado..... 31
- Figura 3 – Distribuição das parcelas dos tratamentos Controle (C), Baixa Diversidade (BD) e Alta Diversidade (AD) num Nitossolo (A) e num Argissolo (B); 1, 2 e 3 = blocos. Foto aérea do ano de 2000..... 34
- Figura 4 – Disposição das subparcelas amostrais dentro das parcelas experimentais (esquerda) e estaca definindo o ponto central de cada subparcela amostral (direita) 34
- Figura 5 – (A) Suta com precisão de 1 mm usada na medição do diâmetro a altura do peito. (B) Vara telescópica de 15 m com precisão de 1 cm usada na medição da altura total..... 37
- Figura 6 – Reservatórios e compartimentos do estoque de carbono total 38
- Figura 7 – (A) Árvore derrubada e tronco seccionado; (B) Raízes escavadas superficialmente; (C) Retroescavadeira retirando raízes de uma árvore de grande porte; (D) Dinamômetro digital para pesagem da biomassa úmida em campo..... 40
- Figura 8 – (A) Cinco discos de 3 a 5 cm de espessura; (B) Cunhas para determinar a densidade básica da madeira..... 41
- Figura 9 – Coletor de serapilheira e de biomassa do estrato herbáceo/arbustivo à 50 cm do ponto central da subparcela amostral..... 42
- Figura 10 – Área basal a altura do peito (ABP) em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em cinco períodos de avaliação. Barras (\pm erro padrão) com letras iguais no mesmo período e área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). ns = diferenças não significativas 61
- Figura 11 – Altura total das árvores em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em três períodos de avaliação. Barras (\pm erro padrão) com letras iguais no mesmo período e área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). ns = diferenças não significativas..... 61

- Figura 12 – Relação entre altura total e diâmetro a altura do peito das árvores em diferentes tratamentos e áreas experimentais; N = número de árvores avaliadas; r = coeficiente de correlação linear de Pearson. A linha tracejada indica a altura máxima das plantas no tratamento Alta Diversidade. Dados da avaliação de janeiro de 201063
- Figura 13 – Índice de área foliar em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em seis períodos de avaliação; barra na vertical = diferença mínima significativa entre os tratamentos64
- Figura 14 – Biomassa seca total de 19 espécies (média de três indivíduos por espécie)66
- Figura 15 – Correlação entre a biomassa seca acima do solo (B^A_S) estimada por duas equações alométricas e a biomassa seca real de 60 árvores de 19 espécies arbóreas; equação 1 = $1,047 * \ln(DAP^2) + 0,572 * \ln(AT) + 0,931 * \ln(DB) - 1,98$; equação 2 = $1,239 * \ln(DAP^2) + 1,106 * \ln(DB) - 1,322$; DAP = diâmetro a altura do peito; AT = altura total; DB = densidade básica da madeira; P = probabilidade > |r|; r = coeficiente de correlação linear de Pearson68
- Figura 16 – Correlação entre a biomassa seca acima do solo e o diâmetro a altura do peito (DAP), a área basal a altura do peito (ABP), a altura total e a densidade básica do tronco de 60 árvores de 19 espécies. P = probabilidade > |r|; r = coeficiente de correlação linear de Pearson69
- Figura 17 – Correlação entre a biomassa seca acima do solo (B^A_S) estimada por duas equações alométricas e a biomassa real de 19 espécies arbóreas. ABP = área basal a altura do peito; AT = altura total; DB = densidade básica da madeira; α = intercepto; β_1 , β_2 e β_3 = coeficientes; ln = logaritmo; P = probabilidade > |r|; r = coeficiente de correlação linear de Pearson71
- Figura 18 – Correlação entre a biomassa seca abaixo do solo e a área basal a altura do peito (ABP) e a densidade básica do tronco de 60 árvores de 19 espécies. P = probabilidade > |r|; r = coeficiente de correlação linear de Pearson72
- Figura 19 – Correlação entre a biomassa seca abaixo do solo (B_A_S) estimada por equação alométrica e a biomassa seca real de 60 árvores de 19 espécies; ABP = área basal a altura do peito; DB = densidade básica da madeira; α = intercepto; β_1 e β_2 = coeficientes; ln = logaritmo; P = probabilidade > |r|; r = coeficiente de correlação linear de Pearson73
- Figura 20 – Biomassa arbórea em diferentes tratamentos, compartimentos, áreas experimentais e períodos de avaliação. Barras (\pm erro padrão) com letras iguais no mesmo período, compartimento e área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). ns = diferenças não significativas75
- Figura 21 – Produtividade primária líquida (acumulada) da biomassa arbórea acima do solo em diferentes tratamentos e áreas experimentais, de 01 de março de 1997 a 31 de janeiro de 201077

- Figura 22 – Estoque de carbono total e nos reservatórios acima e abaixo do solo, em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em janeiro de 2010 (12 anos e nove meses após implantação dos modelos de reflorestamento). Barras com letras maiúsculas e minúsculas iguais no mesmo gráfico e reservatório não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$) 78
- Figura 23 – Estoque de carbono total e em diferentes compartimentos, tratamentos e áreas experimentais, em janeiro de 2010 (12 anos e nove meses após implantação do experimento); barras com letras maiúsculas iguais e mesmo compartimento com letra minúscula igual na mesma área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$); o carbono total do Controle no Nitossolo é representado por dois compartimentos, solo e estrato herbáceo/arbustivo ... 80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Família e nome das espécies usadas nos tratamentos Baixa Diversidade (BD) e Alta Diversidade (AD).....	33
Tabela 2 – Diâmetro a altura do peito (DAP) e altura total das plantas de pequeno, médio e grande porte (PP, MP e GP, respectivamente) de 19 espécies (60 árvores) avaliadas pelo método direto	38
Tabela 3 – Textura, densidade e porosidade em diferentes camadas do solo, tratamentos e áreas experimentais, em outubro de 2007	46
Tabela 4 – Textura, densidade e porosidade da camada de 0-10 cm do solo em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em junho de 1998 e outubro de 2007	47
Tabela 5 – Atributos químicos em diferentes camadas do solo, tratamentos e áreas experimentais, em outubro de 2007	48
Tabela 7 – Estoque de C e N e relação C:N na camada de 0-5 cm do solo ¹ e na serapilheira ² acumulada em diferentes tratamentos e áreas experimentais	53
Tabela 8 – Carbono da biomassa microbiana em diferentes camadas, tratamentos e áreas experimentais, em quatro períodos	54
Tabela 9 – Família, nome científico e densidade de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em janeiro de 2010	57
Tabela 10 – Densidade, mortalidade e recrutamento de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em dezembro de 2007 e janeiro de 2010.....	58
Tabela 11 – Área basal a altura do peito (ABP) e média da altura total de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em duas áreas experimentais e em dois modelos de reflorestamento	59
Tabela 12 – Densidade básica do tronco e teor de carbono nos subcompartimentos da biomassa arbórea de 19 espécies (n = 3) usadas em reflorestamentos da Mata Atlântica.....	67
Tabela 13 – Biomassa seca acima do solo de 60 árvores de 19 espécies arbóreas estimada por diferentes modelos de equações alométricas.....	68
Tabela 14 – Modelo de regressão para a estimativa da biomassa seca acima do solo (B ^{AS}) das espécies arbóreas usadas em reflorestamentos da Mata Atlântica ⁷⁰	
Tabela 15 – Modelo de regressão para a estimativa da biomassa seca abaixo do solo	

(BAS) das espécies arbóreas usadas em reflorestamentos da Mata Atlântica.....	72
Tabela 16 – Biomassa seca acima (B^A_S) e abaixo (B^B_S) do solo de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes modelos de reflorestamento e áreas experimentais.....	74
Tabela 17 – Produtividade primária líquida (PPL) da biomassa seca acima do solo de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em dois períodos, diferentes modelos de reflorestamento e áreas experimentais	76
Tabela 18 – Produtividade primária líquida (PPL) da biomassa seca acima do solo de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes áreas experimentais e tratamentos.....	76

1 INTRODUÇÃO

O aquecimento global, provocado pela alta concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, é um fato documentado por cientistas em diversas áreas da ciência e se apresenta como um dos mais evidentes efeitos negativos das mudanças climáticas (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2008). No âmbito da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC), propostas para a redução da emissão de GEE e a remoção de carbono atmosférico vêm sendo discutidas em conferências internacionais. Em cumprimento ao Protocolo de Kyoto, no período entre 2008 e 2012, os países industrializados citados no seu Anexo A estarão reduzindo suas emissões de GEE em pelo menos 5%, em relação aos níveis de 1990. Para os períodos após 2012 as negociações estão perseguindo o aumento global da meta de redução de GEE.

Atualmente, um dos principais desafios científicos e tecnológicos para mitigar os efeitos da degradação tem sido a restauração não só da estrutura, mas também do funcionamento do ecossistema degradado (EWEL, 1987; YOUNG, 2000; HARRIS et al., 2006; ENGEL; PARROTA, 2008). Dentre as diversas abordagens da restauração de ecossistemas degradados, existe um consenso de que os esforços nessa linha só serão bem sucedidos se puderem agregar benefícios econômicos e sociais aos benefícios ecológicos (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; ENGEL; PARROTTA, 2008; GALATOWITSCH, 2009). Diante disso, os programas de fomento a restauração de ecossistemas vêm buscando a agregação de valores a esta atividade, dando atenção à alta capacidade dos ecossistemas brasileiros na remoção de carbono atmosférico (VIEIRA et al., 2004; GRACE, 2004; BENÍTEZ et al., 2007).

Nesse cenário, a restauração de ecossistemas degradados vem ganhando importância e recebendo investimentos por meio de cooperação internacional, programas públicos e privados. Tanto a restauração como a reabilitação de áreas degradadas tem sido preconizadas como uma das formas de remoção de carbono atmosférico, indo de encontro aos objetivos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) da CQNUMC.

Em território brasileiro o bioma Mata Atlântica abrange aproximadamente 130 milhões de hectares. Atualmente restam apenas cerca de 7,91% da cobertura vegetal

em remanescentes de vegetação nativa acima de 100 ha (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009). Por isso, pode-se dizer que a Mata Atlântica foi fortemente afetada pelo desflorestamento. Recentemente criou-se a “Lei da Mata Atlântica” (Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006), regulamentada em 2008 pelo decreto presidencial nº 6.660. Esta Lei tem como princípio a conservação da biodiversidade e dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa e também sobre a criação do Fundo Mata Atlântica para conservação e restauração dos seus ecossistemas.

O projeto “Restauração da Mata Atlântica em Sítios Degradados no Estado de São Paulo”, objeto de estudo desta tese, é um trabalho cooperativo entre pesquisadores da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Universidade de São Paulo (USP) e USDA-Forest Service. Ele tem como objetivo geral avaliar a sustentabilidade ecológica, econômica e social de diferentes modelos de associações de espécies, visando sua aplicação a pequenas e médias propriedades rurais. Desenvolvido desde 1997, está instalado em uma área de 12,0 ha no campus da UNESP de Botucatu.

Para avaliar o potencial de fornecimento de benefícios diretos desses plantios e o grau em que cada modelo pode ser adotado, detalhes de crescimento, produtividade primária líquida e estoque de carbono fazem-se necessários. Os resultados desta pesquisa podem garantir um melhor entendimento da dinâmica da restauração, auxiliar na estimativa de carbono em reflorestamentos com espécies nativas e contribuir para padrões de manejo sustentável de áreas restauradas.

Foram elaboradas as seguintes hipóteses: 1) em áreas degradadas sob processo de recuperação o estoque de carbono na fitomassa é diretamente relacionado à qualidade dos atributos edáficos e ao modelo/técnica usada no reflorestamento; 2) na fase inicial da restauração de áreas degradadas a baixa diversidade de espécies florestais é mais eficiente que a alta diversidade para restaurar algumas de suas funções; 3) em áreas em processo de restauração os atributos químicos e biológicos do solo são gradativamente restaurados e os físicos são preservados.

O estudo teve os seguintes objetivos específicos: 1) avaliar a biomassa arbórea, a produtividade primária líquida e o estoque de carbono em dois modelos de reflorestamento com espécies da Mata Atlântica e; 2) caracterizar as mudanças nas condições físicas, químicas e biológicas dos solos, como efeito do reflorestamento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A biomassa florestal como reservatório de carbono

Do total do carbono global, aproximadamente 1,5, 35 e 63,5% encontram-se, respectivamente, na atmosfera, em ecossistemas terrestres e em oceanos. Boa parte do carbono nos ecossistemas terrestres está nas florestas, que são, dessa forma, reservatórios chave para o equilíbrio global do carbono, pois guardam dentro de sua biomassa e no solo mais carbono do que o existente na atmosfera (DIXON et al., 1994; GRACE, 2004; LAL, 2005). Portanto, as florestas atuam como um importante sumidouro de carbono, constituindo uma grande reserva terrestre de carbono não fóssil (MASERA et al., 2003).

A maior parte das pesquisas relativas à estimativa de biomassa vegetal tem focado no componente árvore. Ao considerar apenas o componente árvore, nota-se que o tronco, quando comparado com as folhas, os ramos, os galhos e as raízes, representa um importante reservatório, podendo armazenar grande quantidade de carbono (MASERA et al., 2003; FORSTER; MELO, 2008). Além disso, as respostas das árvores aos processos de regeneração e crescimento estão razoavelmente bem compreendidos.

A capacidade dos reflorestamentos em remover e estocar carbono depende principalmente da vegetação associada, do tipo de uso e das características do solo, das condições climáticas e dos microorganismos (FONTAINE et al., 2004; LAL, 2005; BACKÉUS; WIKSTROM; LAMAS, 2005). As estratégias para desenvolver o manejo de áreas restauradas e manter efetivamente o carbono no ecossistema precisam considerar o conhecimento da dinâmica deste elemento.

Vários métodos têm sido propostos para a quantificação da biomassa e estoque de carbono em florestas, sendo os métodos indiretos, que utilizam equações alométricas, os mais usados. Com o objetivo de auxiliar na estimativa da biomassa vegetal e/ou na predição da capacidade de ecossistemas tropicais em estocar carbono, alguns estudos com equações alométricas (SALDARRIAGA et al., 1988; BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; HARRINGTON; FOWNES, 1993; BROWN, 1997; NELSON

et al., 1999; CHAVE et al., 2005; COLE; EWEL, 2006) vêm considerando o uso do diâmetro, da altura e da densidade da madeira.

Segundo Chave et al. (2005), as variáveis mais importantes na predição da biomassa acima do solo são em ordem decrescente: diâmetro do tronco, densidade básica, altura total e tipo de floresta. Por outro lado, Brown (1997) recomenda que, sempre que possível, é preferível o desenvolvimento de equações locais de estimativa de biomassa por meio de métodos diretos, ou pelos menos que algumas árvores sejam abatidas para se testar se a equação utilizada é adequada aos dados.

Para projetos florestais de carbono no âmbito do MDL da CQNUMC, a biomassa total da floresta compreende a biomassa viva acima do solo (árvores e não árvores), a biomassa morta (serapilheira e árvore morta), a biomassa viva abaixo do solo e o carbono orgânico do solo. Para Britez et al. (2006), o componente mais difícil de ser estimado é a biomassa viva abaixo do solo, devido à dificuldade operacional desta estimativa e a falta de dados de literatura.

Em alguns estudos na Mata Atlântica sobre biomassa vegetal e estoque de carbono em vegetação primária e secundária percebe-se a alta capacidade e o potencial da floresta como reservatório de carbono (BURGER; DELITTI, 1999; BRITZ et al., 2006; MARTINS et al., 2007). O estoque máximo de 338 t C ha^{-1} foi verificado na Floresta Ombrófila Densa, que normalmente se encontra em regiões de difícil acesso, o que reduz os processos de exploração madeireira. Na Floresta Ombrófila Mista o estoque de carbono chegou até 237 t C ha^{-1} , mas os estudos apontam que a exploração seletiva de madeira nesta fitofisionomia freqüentemente conduz a baixos estoques de carbono. As Florestas Estacionais Deciduais, com um estoque máximo de 236 t C ha^{-1} , e as Semideciduais, com um estoque máximo de 178 t C ha^{-1} , apresentam um bom estoque de carbono, mas os estudos apontam, também, a exploração seletiva como redutora dos estoques.

Na Mata Atlântica, considerando os estudos de Drumond et al. (1997), Watzlawick (2003), Jardim (2006), Britez et al. (2006) Lima et al. (2006) e Melo e Durigan (2006), percebe-se que a capacidade anual de remoção de carbono atmosférico em reflorestamentos com espécies nativas e em regeneração natural varia conforme as fitofisionomias florestais. Nestes estudos, a capacidade anual de remoção

de carbono atmosférico em regeneração natural e em reflorestamentos com essências nativas variou de 0,76 a 7,7 t C ha⁻¹ ano⁻¹.

2.2 A produtividade primária líquida em ecossistemas florestais

Para ecossistemas florestais a produtividade primária líquida (PPL) é definida como a diferença entre a produtividade primária bruta e a respiração autotrófica, que pode ser resumida na quantidade de carbono acumulado por uma árvore, após um intervalo de tempo, usualmente um ano. Estima-se que aproximadamente 50% do carbono assimilado pelo dossel florestal durante o processo da fotossíntese seja o resultado final da PPL (LANDSBERG; GOWER, 1997). Após a avaliação de dezessete modelos biogeoquímicos, Cramer et al. (1999) determinaram que globalmente a PPL varia em média de 100 a 1.200 g C m⁻² ano⁻¹, sendo que a região do domínio da Mata Atlântica é apresentada como altamente produtiva com estimativas variando entre 1.000 e 1.200 g C m⁻² ano⁻¹.

A PPL pode ser estimada por meio da diferença de biomassa acumulada no ecossistema após um determinado intervalo de tempo (LARCHER, 2000). Entretanto, Clark et al. (2001), analisando estudos que englobam ecossistemas florestais, fazem referência a 21 possíveis fontes de erro nas estimativas de PPL por problemas metodológicos e exclusão de alguns componentes. Mesmo os estudos mais completos podem apresentar resultados falhos, por não contabilizarem a alocação do carbono para todos os componentes do ecossistema, como micorrizas, produção de raízes finas e herbívoros (GOWER; KUCHARICK; NORMAN, 2001). Todavia, nas florestas plantadas, onde a complexidade do sistema geralmente é menor, podem-se eliminar possíveis erros restringindo o estudo a apenas um componente da floresta ou compartimento, como a PPL da biomassa arbórea acima do solo.

As taxas fotossintéticas e conseqüentemente a PPL relacionam-se diretamente com o índice de área foliar (IAF) do ecossistema (LARCHER, 2000). O conhecimento do IAF pode apoiar o esclarecimento de processos ecofisiológicos relacionados à análise e estimativa da PPL. O IAF é definido como a área fotossintética por unidade de superfície do solo, representando a interface ativa entre a atmosfera e o ecossistema e

controlando os processos de fotossíntese, evapotranspiração e interceptação da precipitação. Em uma plantação florestal jovem, no início a PPB (produtividade primária bruta) e a PPL estão relacionadas diretamente com o IAF. Entretanto, à medida que as árvores crescem e o IAF aumenta, uma proporção cada vez maior de folhas passa a ficar sombreada, devido à estratificação da copa de árvores individuais e da própria floresta. Deste modo o aumento da PPB e PPL com o aumento do IAF não é linear, e tende a se estabilizar na floresta (LARCHER, 2000). Em uma floresta tropical nativa o IAF pode chegar até $6,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (CLARK et al., 2008).

Geralmente a mudança no IAF do dossel florestal causada por qualquer fator natural ou antrópico pode ser acompanhada pela alteração da PPL do ecossistema (BREDA, 2003). O IAF pode ser estimado por métodos diretos (destrutivos) ou por métodos indiretos, utilizando-se equipamentos que se baseiam na taxa de extinção de luz pelo dossel. No estudo de Campoe, Stape e Mendes (2010), a PPL da madeira e o IAF se apresentaram como importantes parâmetros no balanço do carbono de uma área em restauração com 20 espécies nativas da Mata Atlântica.

2.3 Solos degradados e processos de recuperação

Solo degradado é o que sofreu modificação em sua natureza física, química ou biológica, em consequência de alterações climáticas causadas por fatores naturais ou em decorrência de ação antrópica (LAL; STEWART, 1992). A degradação implica a redução da capacidade produtiva e, nos solos agrícolas, deve-se, principalmente, à ação erosiva ou ao uso indevido (GONÇALVES; NOGUEIRA JUNIOR; DUCATTI, 2008).

A mudança de uso do solo causa perturbação no ecossistema e pode influenciar o fluxo e estoques de carbono (LAL, 2005). Em particular, a conversão de florestas para ecossistemas agrícolas afeta várias propriedades do solo, mas especialmente a concentração e estoque de carbono orgânico do solo. Todavia, o aumento no estoque de C em solos florestais pode ser alcançado por meio do manejo florestal, incluindo o preparo do solo, manejo do fogo, reflorestamento e seleção de espécies.

A sustentabilidade das associações de espécies florestais depende da

recuperação do nível de fertilidade do solo, sendo imprescindível para a restauração do ecossistema (GONÇALVES; NOGUEIRA JUNIOR; DUCATTI, 2008). Segundo estes autores, para a recuperação de solos degradados, os métodos empregados devem basear-se em tecnologias que promovam não apenas a utilização de espécies vegetais de rápido crescimento, mas também que sejam capazes de melhorar o solo por meio do aporte de matéria orgânica.

Um dos meios para elevar os teores de matéria orgânica em solos degradados é o uso de espécies arbóreas da família das leguminosas. Neste sentido, alguns estudos têm focado na capacidade e potencial deste grupo de espécies. Para Macedo et al. (2008), o uso combinado de árvores leguminosas, bactéria fixadora de nitrogênio e fungo micorrizico arbuscular pode ser efetivo no re-estabelecimento dos processos de ciclagem de nutrientes. Neste estudo a serapilheira decomposta foi gradualmente incorporada ao solo e a técnica empregada teve um importante potencial de transformar sítios degradados em áreas que funcionam como sumidouros de carbono. Em áreas altamente degradadas no Vietnã, McNamara et al. (2006) verificaram que o uso da *Acacia auriculiformis* apoiou o re-estabelecimento de espécies nativas, erradicando as gramíneas, melhorando as condições dos solos e providenciando um fluxo de caixa capaz de continuar o reflorestamento.

No início da recuperação de solos degradados, o estabelecimento da cobertura vegetal atua como proteção mecânica contra os agentes erosivos, como fonte potencial de matéria orgânica e como mecanismo regulador da liberação e da ciclagem de nutrientes contidos na serapilheira (HEANEY; PROCTOR, 1989). Após o estabelecimento, a vegetação proporciona nova dinâmica de nutrientes, seja pelo fluxo de material orgânico transferido para a superfície do solo e ou pela ação mecânica e pelo incremento dos tecidos radiculares incorporados ao solo (PROCTOR, 1987).

Admitindo-se o padrão de movimento de nutrientes raiz-caule-folhas-serapilheira-solo-raiz, observa-se que grande quantidade de nutrientes está contida na serapilheira, sendo importante fonte de entrada de matéria orgânica em solos sob florestas (GOLLEY et al., 1978; HAAG, 1985). Na interface solo-serapilheira, ocorre a decomposição e a humificação da matéria orgânica depositada e também a liberação, mineralização e lixiviação de nutrientes.

No estágio inicial de áreas em processo de restauração, a transferência e a decomposição parcial da serapilheira promovem o acúmulo de material orgânico na superfície do solo, por serem, as taxas de entrada, superiores às taxas de decomposição desse material (ODUM, 1985). Num segundo estágio, as taxas de decomposição aproximam-se das taxas de deposição, promovendo o “steady state”, o equilíbrio entre o acúmulo e a decomposição de serapilheira. Nesse momento, o povoamento florestal encontra-se na maturidade (clímax), ou próximo dela – perto da máxima capacidade total de remover e de estocar carbono.

A decomposição da matéria orgânica é afetada pelos seguintes fatores: composição química da serapilheira, condições ambientais (temperatura e umidade), diversidade e quantidade de macro e microorganismos (KILLHAM, 1994), agregação e porosidade do solo (SOLLINS, 1989). As taxas de decomposição variam de acordo com o material da planta (hemicelulose, celulose e lignina) e o ambiente; tais taxas são diferentes devido à solubilidade em água do material orgânico (KILLHAM, 1994).

Os principais grupos de organismos decompositores da serapilheira são: bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, nematóides, microartrópodos, macroartrópodos e minhocas (KILLHAM, 1994). Fundamentais nos ciclos biogeoquímicos, os organismos do solo são responsáveis e participam dos processos de humificação, immobilizando eles próprios grande quantidade de nutrientes em sua biomassa. Todavia, os microorganismos promovem alterações físicas, químicas e biológicas cujos efeitos podem afetar o desenvolvimento das plantas, auxiliando-as ou prejudicando-as. Entre os fatores benéficos podem-se citar os decorrentes da decomposição e incorporação de matéria orgânica, da fixação de nitrogênio atmosférico, da estruturação do solo e das alterações dos constituintes minerais do solo, resultando na liberação de nutrientes em forma assimilável.

Tendo como visão futura re-estabelecer a interação solo-vegetação, a restauração de um ecossistema poderá ser alcançada e poderá fornecer serviços ambientais, tais como: regulação de gases e do clima, regulação e suprimento de água, controle da erosão e retenção de sedimentos, ciclagem de nutrientes, entre outros (COSTANZA et al., 1997).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local de estudo

As áreas experimentais foram instaladas no campus da Universidade Estadual Paulista (UNESP) no município de Botucatu situado na região centro sul do Estado de São Paulo ($22^{\circ}50'S$; $48^{\circ}24'W$), junto a cuesta arenito-basáltica que tem altitudes variando de 775 a 464 m. O clima da região é do tipo Cfa, segundo os critérios adotados por Köeppen e baseado em dados meteorológicos de 1971 a 2009 da estação meteorológica da Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP. A precipitação média anual entre 1971 e 2009 foi de 1.494 mm, ocorrendo à maior incidência no período de outubro a março; a temperatura média anual foi de $20,5^{\circ}C$, ocorrendo à média mínima nos meses de junho e julho e a máxima no mês de fevereiro (Figura 1). A temperatura e a precipitação média anual entre janeiro de 2008 a dezembro de 2009 foi de $21^{\circ}C$ e de 1.693 mm, respectivamente.

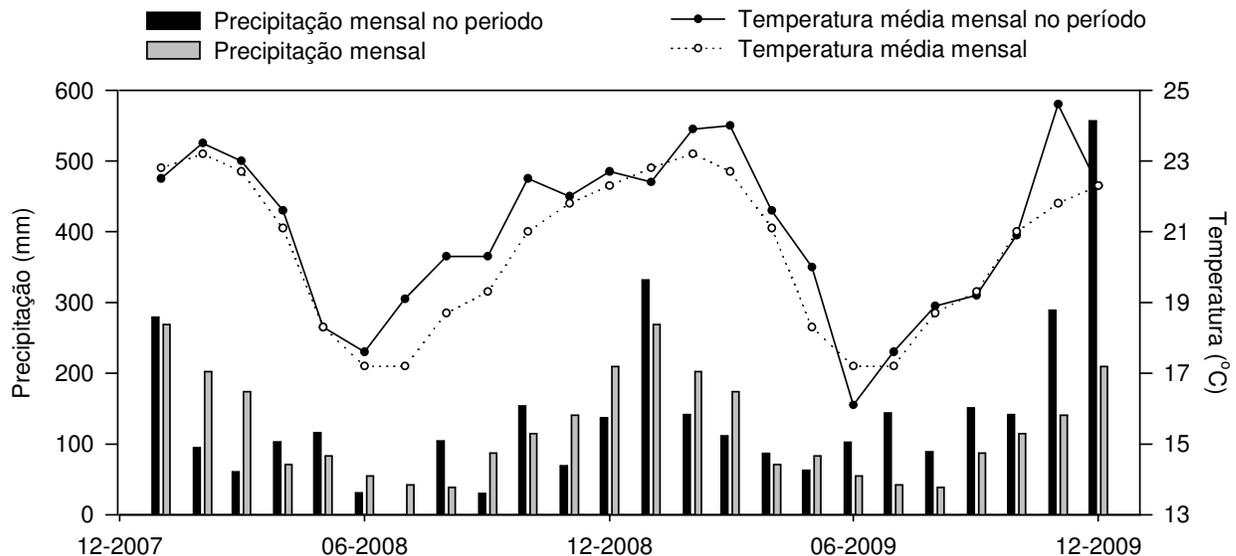


Figura 1 – Precipitação mensal e temperatura média mensal no período entre janeiro de 2008 e dezembro de 2009 e média da precipitação mensal e da temperatura média mensal de 1971 a 2009, no campus da UNESP, Botucatu

Em decorrência da topografia e embasamento geológico existe uma variação de oito tipos de solo; alguns, de origem basáltica, são mais férteis já outros se apresentam como manchas de solos extremamente pobres e ácidos. A vegetação natural das áreas foi classificada como Floresta Tropical Estacional Semidecidual de domínio de Mata Atlântica, com alguns remanescentes em bom estado de conservação. Atualmente, a região vem merecendo a atenção de ambientalistas, pois se situa numa Área de Preservação Ambiental (APA) considerada um importante ponto de recarga do aquífero Guarani.

O experimento foi estabelecido em dois locais (Figura 2):

Área 1 (Nitossolo) - localizada a 700m de altitude, em área ocupada por um Nitossolo Vermelho, textura argilosa e relevo ondulado. Do início do século XX até o fim da década de 60 a área foi utilizada para a produção de café; na década de 70 e 80 para produção de feijão e na de 90 com plantios de capim *Pennisetum purpureum*.

Área 2 (Argissolo) - localizada a 574m de altitude, em área ocupada por um Argissolo Vermelho-Amarelo, textura arenosa, relevo suave ondulado a ondulado. De 1920 a 1971, a área foi utilizada como pastagem. Depois parte da área foi utilizada com plantios de *Citrus* e parte como pastagem, formada com *Brachiaria decumbens*. Ao lado desta área há um remanescente florestal em bom estado de conservação.

Na Figura 2, visualizam-se as duas áreas experimentais no ano de 2000, a proximidade entre elas e os aspectos de ocupação do solo na vizinhança. As áreas estão isoladas com cercas que impedem o pastoreio por animais de criação.

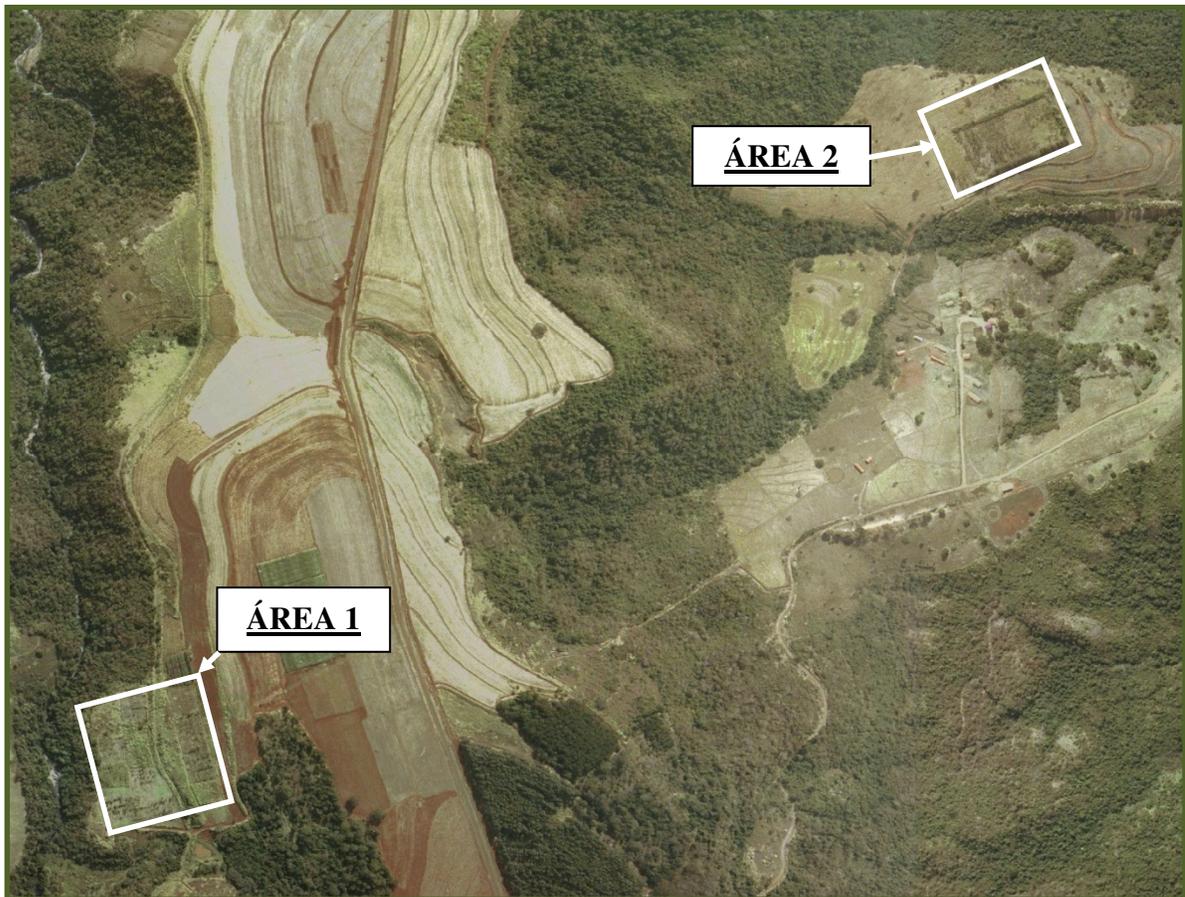


Figura 2 – Áreas experimentais no ano de 2000, junto à cuesta arenito-basáltica numa região de Floresta Tropical Estacional Semidecidual de domínio de Mata Atlântica. Área 1 localizada a 700 m de altitude num Nitossolo Vermelho de textura argilosa e relevo ondulado. Área 2 localizada a 574 m de altitude num Argissolo Vermelho-Amarelo de textura arenosa e relevo suave ondulado a ondulado

3.2 Tratamentos, delineamento experimental e amostragem

Os tratamentos utilizados foram os seguintes:

Controle – As parcelas experimentais deste tratamento não receberam nenhum tipo de intervenção e se encontram em processo de regeneração natural;

Baixa Diversidade – Foram utilizadas cinco espécies heliófilas e de rápido crescimento (Tabela 1), implantadas por semeadura direta no campo. Em março de 1997, as

sementes receberam tratamento para quebra de dormência conforme indicado para cada espécie e em seguida foram plantadas em espaçamento de 1m x 1m e a 5 cm da superfície, utilizando-se de 2 a 4 sementes por cova. As parcelas deste tratamento foram preparadas com cultivo mínimo do solo, com aplicação preliminar de herbicida em área total e subsolagem a 50 cm de profundidade;

Alta Diversidade – Este tratamento consistiu do método convencional de plantio por mudas, utilizando uma mistura de espécies características de remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual da região. Estas árvores estão incluídas em diferentes grupos ecológico-silviculturais (Tabela 1). No plantio (janeiro e fevereiro de 1998), utilizaram-se mudas produzidas no viveiro do Departamento de Recursos Naturais da FCA-UNESP. Para a instalação, realizou-se o preparo convencional das áreas (uma aração e duas gradagens) entre novembro e dezembro de 1997, sendo o plantio feito entre janeiro e fevereiro de 1998;

Floresta Nativa – Como ecossistemas de referência dos atributos do solo e da serapilheira acumulada, das áreas em restauração, foram avaliados dois fragmentos de floresta nativa, um localizado ao lado da área 1 e o outro localizado próximo à área 2.

Os tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade foram instalados em blocos casualizados, com três repetições (Figura 3). Cada parcela experimental tem 2.500 m² (50 x 50 m, Figura 4).

Buscando proporcionar melhor avaliação das variáveis estudadas, optou-se pela amostragem em subparcelas circulares (Figura 4), com uma distribuição que melhor representasse a heterogeneidade das parcelas e que sofresse menor influência do efeito de borda. Para delimitar as subparcelas amostrais foram colocadas estacas (Figura 4) que determinam o seu ponto central. Dentro das parcelas, os pontos centrais das 12 subparcelas foram distribuídas sistematicamente. A somatória das doze subparcelas amostrais, cada uma com diâmetro de 6,47 m e área de 33,3 m², totalizou 400 m² por parcela. O desenho amostral possibilitou amostragens e análises estatísticas mais detalhadas e robustas.

Tabela 1 – Família e nome das espécies usadas nos tratamentos Baixa Diversidade (BD) e Alta Diversidade (AD)

Família	Nome Científico	Vulgar	Tratamento
Lamiaceae	<i>Aegiphylla sellowiana</i> Cham.	Tamanqueira	AD
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachia</i> Trécul	Embaúba	AD
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	BD e AD
Phytolacaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> Harms	Pau-d'alho	AD
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	AD
Fab. Mimosoideae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	BD
Fab. Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> J.F. Macbr.	Pau- jacaré	AD
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	AD
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	AD
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	AD
Fab. Faboideae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Jacarandá-bico-de-pato	AD
Malvaceae	<i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil	Paineira	BD e AD
Fab. Mimosoideae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Morong	Tamboril	BD e AD
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Schodat.	Figueira-branca	AD
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita-cavalo	AD
Fab. Faboideae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	AD
Fab. Faboideae	<i>Schizolobium parahyba</i> S.F. Blake	Guapuruvu	BD e AD
Fab. Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Monjoleiro	AD
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Ipê-felpudo	AD
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Peroba-rosa	AD
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Guatambú	AD
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> Engl.	Pau-marfim	AD
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> Kuntze	Jequitibá-branco	AD
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	AD
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro-rosa	AD
Fab. Caesalpinoideae	<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	Copaíba	AD
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta	AD
Fab. Faboideae	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Cumbaru	AD
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Guarantã	AD
Fab. Caesalpinoideae	<i>Hymenea courbaril</i> var <i>stilbocarpa</i> Y.T. Lee&Langenh	Jatobá	AD
Fab. Faboideae	<i>Ormosia arborea</i> Harms	Olho-de-cabra	AD
Fab. Mimosoideae	<i>Parapiptadenia rigida</i> Brenan	Angico-vermelho	AD
Fab. Faboideae	<i>Poecilante parviflora</i> Benth.	Coração-de-negro	AD
Fab. Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth	Araribá-amarelo	AD
Sapindaceae	<i>Allophyllus edulis</i> Radlk.	Grão-de-galo	AD
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba-de-boi	AD
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	Chupa-ferro	AD
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia	AD
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	AD
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Juçara	AD
Arecaceae	<i>Siagrus romanzoffiana</i> Glassman	Jerivá	AD

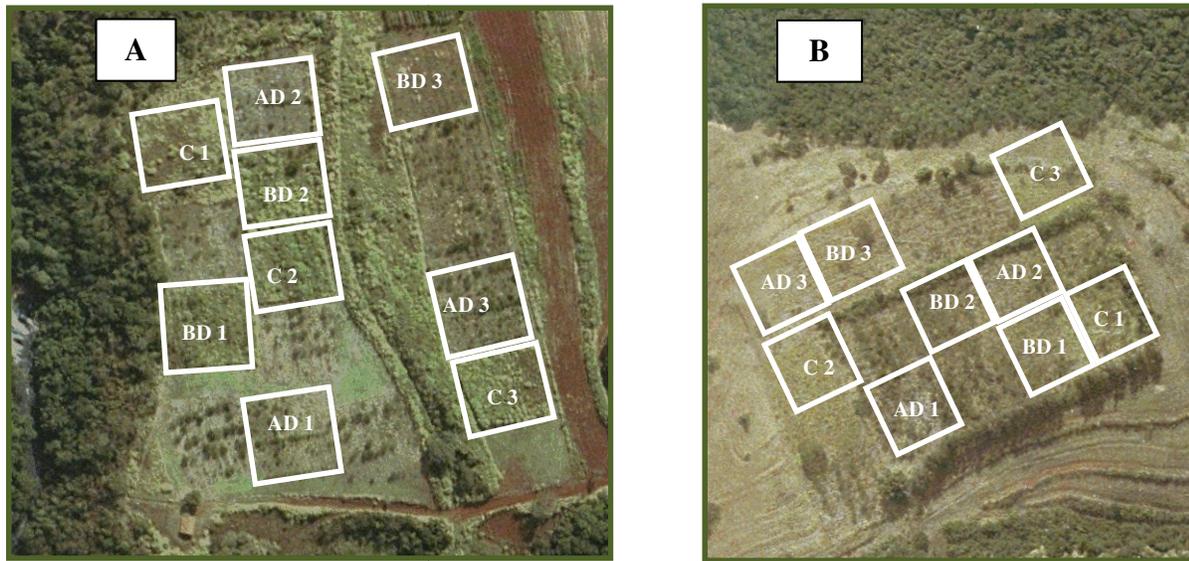


Figura 3 – Distribuição das parcelas dos tratamentos Controle (C), Baixa Diversidade (BD) e Alta Diversidade (AD) num Nitossolo (A) e num Argissolo (B); 1, 2 e 3 = blocos. Foto aérea do ano de 2000

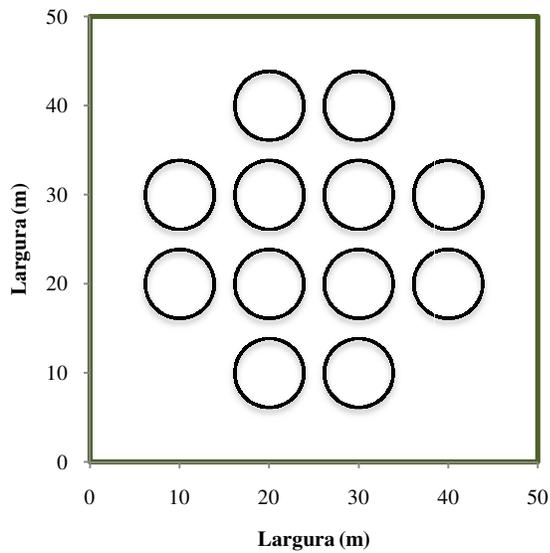


Figura 4 – Disposição das subparcelas amostrais dentro das parcelas experimentais (esquerda) e estaca definindo o ponto central de cada subparcela amostral (direita)

3.3 Caracterização dos atributos do solo

Para esta caracterização foi realizada a análise de alguns atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Na coleta dos dados dos atributos do solo aqui estudados seguiram-se as metodologias descritas em Nogueira Junior (2000), as quais também são detalhadas a seguir. Assim, nos resultados e discussão são apresentados os dados das avaliações de 1998 e 1999 de Nogueira Junior (2000), que possibilitaram inferir sobre as mudanças no solo ocorridas nas áreas experimentais pelo efeito dos tratamentos usados.

Atributos físicos

A textura e as densidades de partículas e do solo foram analisadas de acordo com os métodos propostos em EMBRAPA (1997). A amostragem foi realizada em outubro de 2007. Para a avaliação da textura e da densidade (ρ) de partículas a amostragem foi realizada nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-40 cm. A densidade (ρ) do solo foi avaliada nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm. Na análise da textura e densidade de partículas foram utilizadas amostras compostas de 12 amostras simples por parcela (uma amostra por subparcela), coletadas com trado. Para a avaliação da densidade do solo foram usadas quatro amostras indeformadas de 98 cm³, coletadas em cilindros de 5 cm de altura por 5 cm de diâmetro. A porosidade foi calculada pela seguinte equação: $Y = ((\rho \text{ de partículas} - \rho \text{ do solo}) / (\rho \text{ de partículas})) * 100$.

Atributos químicos

A fertilidade do solo foi avaliada segundo os métodos descritos por Raij et al. (2001), sendo consideradas as seguintes características químicas: pH, carbono orgânico, fósforo disponível, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, hidrogênio e alumínio trocáveis e saturação por bases. O boro foi extraído com água quente e analisado segundo o método descrito por Abreu et al. (1994). Os micronutrientes, cobre, ferro, manganês e zinco foram extraídos com DTPA e analisados segundo os métodos descritos por Lindsay e Norvell (1978).

Os atributos químicos das amostras coletadas em outubro de 2007 (primeira avaliação) foram determinados nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm. Na

segunda avaliação (março de 2010), os micronutrientes não foram analisados e a fertilidade do solo foi determinada nas camadas de 0-5 e 5-20 cm. Para as análises, utilizaram-se amostras compostas de 12 amostras simples por parcela (uma amostra por subparcela).

Atributo biológico

Para a avaliação do carbono da biomassa microbiana foram feitas amostragens das camadas de 0-5 e 5-20 cm de profundidade. O carbono da biomassa microbiana foi avaliado em outubro de 2007 e março de 2010 e analisado utilizando-se a metodologia descrita por Vance et al. (1987).

3.4 Desenvolvimento florestal

Avaliações dendrométricas

Todas as árvores com diâmetro a 1,3 m de altura (diâmetro a altura do peito – DAP) maior que 2 cm foram avaliadas, medindo-se o seu DAP e a altura total (AT).

O DAP foi medido em cinco períodos: dezembro de 2007, junho de 2008, janeiro e julho de 2009 e janeiro de 2010. O DAP foi medido com suta de precisão de 1 mm (Figura 5 A). A área basal a altura do peito (ABP) de cada árvore foi calculada pela equação: $Y = \pi * r^2$, aonde r = raio (DAP/2).

Para a AT foram realizadas três amostragens: junho de 2008, março de 2009 e janeiro de 2010. A AT foi medida com vara telescópica de 15 m e precisão de 1 cm (Figura 5 B). Nas árvores com AT superior a 15 m, o restante foi estimado com o auxílio de clinômetro digital marca Hagloff.

Considerando as duas áreas experimentais e os tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade foram amostradas 180 subparcelas. No Nitossolo as parcelas Controle não foram avaliadas devido a ausência de indivíduos arbóreos. Esta amostragem representou uma área total de 0,6 ha.



Figura 5 – (A) Suta com precisão de 1 mm usada na medição do diâmetro a altura do peito. (B) Vara telescópica de 15 m com precisão de 1 cm usada na medição da altura total

Índice de área foliar – IAF

O IAF em cada parcela experimental foi avaliado por meio do instrumento LAI 2000 da Lycor, sendo determinado mensalmente de outubro de 2009 a março de 2010. Para cada parcela foram tiradas 11 medições, tendo o centro das subparcelas como ponto de medição. Após a avaliação do IAF por parcela em cada período, foi calculado o IAF por tratamento e área experimental.

3.5 Estimativa do estoque de carbono

O estoque de carbono total nos tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade foi quantificado nos reservatórios acima e abaixo do solo, considerando cinco compartimentos (Figura 6).

Carbono da biomassa arbórea acima e abaixo do solo

Foram avaliadas sessenta árvores pelo método direto, que consiste na determinação do peso fresco da biomassa arbórea acima e abaixo do solo. A avaliação direta teve como objetivo selecionar, testar e calibrar as equações alométricas usadas na estimativa da biomassa arbórea para o estande total das árvores dos tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade. Esta avaliação foi realizada para 19 espécies (Tabela 2) que representam 96% da ABP nos tratamentos. De cada uma das 19 espécies foram avaliados três exemplares, escolhidos conforme a média e o desvio

padrão de seu DAP e da sua altura total. Os exemplares avaliados faziam parte, sempre que possível, da bordadura das parcelas experimentais. Os procedimentos operacionais de campo para determinação da biomassa arbórea seguiram as orientações de Forster e Melo (2007).

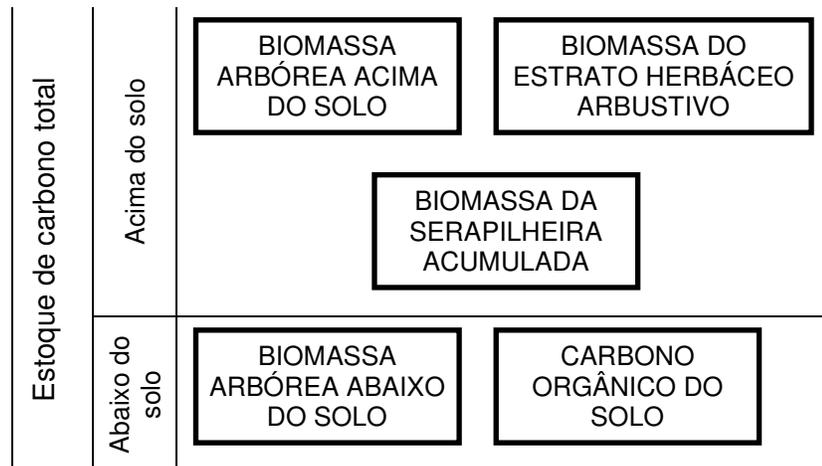


Figura 6 – Reservatórios e compartimentos do estoque de carbono total

Tabela 2 – Diâmetro a altura do peito (DAP) e altura total das plantas de pequeno, médio e grande porte (PP, MP e GP, respectivamente) de 19 espécies (60 árvores) avaliadas pelo método direto

FAMÍLIA	ESPÉCIE	DAP			Altura total		
		PP	MP	GP	PP	MP	GP
		cm			m		
Fab. Faboideae	<i>Schizolobium parahyba</i>	13,1	19,3	26,1	11,7	12,1	15,8
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	11,0	19,7	24,7	7,0	9,6	12,9
Fab. Mimosoideae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	6,7	12,8	19,7	4,9	5,2	10,1
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	8,5	12,9	15,5	5,9	7,2	7,1
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	8,4	15,0	21,7	8,7	11,0	10,7
Apocynaceae	* <i>Peschiera fuchsiaefolia</i> Miers	3,1	5,0	6,8	4,1	4,6	7,0
Myrtaceae	* ¹ <i>Psidium guajava</i> L.	3,4	5,0	6,0	4,9	4,6	7,0
Myrtaceae	* ² <i>Psidium guajava</i> L.	3,5	4,2	4,2	3,0	4,1	3,4
Fab. Mimosoideae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	7,0	13,1	25,8	5,9	7,2	7,1
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachia</i>	9,7	12,5	14,4	8,1	10,0	13,0
Fab. Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	4,0	14,0	25,2	5,0	9,1	13,6
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	7,2	11,5	16,4	5,8	6,0	7,5
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i>	4,9	9,7	14,9	5,5	6,8	7,2
Fab. Faboideae	<i>Machaerium stipitatum</i>	4,4	7,3	11,2	4,8	6,9	9,8
Fab. Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	6,4	8,6	10,9	9,7	9,5	9,9
Fab. Faboideae	* <i>Lonchocarpus cultratus</i> Vell.	2,0	7,1	13,8	2,7	5,8	8,5
Verbenaceae	* <i>Aloysia virgata</i> Pers.	3,9	7,4	8,6	4,7	8,0	9,0
Fab. Faboideae	<i>Pterogyne nitens</i>	3,2	6,9	9,9	4,3	5,9	8,9
Fab. Caesalpinoideae	<i>Hymenea courbaril (stilbocarpa)</i>	2,6	5,7	8,0	3,3	5,4	8,0
Fab. Faboideae	<i>Dipteryx alata</i>	4,1	4,7	6,8	4,0	5,4	6,3

* Árvores da regeneração natural. ¹ Goiaba sob-dossel nos tratamentos Baixa Diversidade e Alta Diversidade. ² Goiaba no tratamento Controle.

Na avaliação da biomassa arbórea foram avaliados os seguintes subcompartimentos:

Folhas – folhas e ramos finos com diâmetro máximo de 1 cm.

Galhos/Ramos – material lenhoso acima do ponto de inversão morfológica (fuste/copa) até o diâmetro mínimo de 1 cm.

Tronco – material localizado entre o colo e o ponto de inversão morfológica (fuste/copa).

Raízes – todo o material radicular com diâmetro maior que um centímetro.

As árvores foram avaliadas no próprio local, utilizando-se de motosserra para derrubar e seccionar os exemplares (Figura 7 A), de trabalhadores braçais para escavar as raízes (Figura 7 B) e de retro escavadeiras para arrancar as raízes das árvores de médio e grande porte (Figura 7 C). O peso fresco da biomassa de cada subcompartimento de cada exemplar foi avaliado com o auxílio de um dinamômetro com capacidade de até 200 kg e precisão de 50 g (Figura 7 D).

Logo após a determinação do peso fresco da biomassa e tendo como objetivo determinar o peso seco, de cada árvore foi retirada uma amostra de até 3 kg (peso fresco) das folhas, dos ramos e das raízes. Do tronco foram retirados cinco discos de até 5 cm de espessura (Figura 8 A), um junto ao colo da árvore e os outros quatro a 25, 50, 75 e 100% da altura do tronco. De cada disco foram retiradas quatro cunhas para determinação do peso seco e da densidade básica (Figura 8 B).

As amostras úmidas foram pesadas em uma balança semianalítica com capacidade de 5 kg e precisão de 0,1 g, sendo em seguida colocadas para secar em estufa a 65 °C até estabilização do peso – aproximadamente sete dias – e depois pesadas. Com os dados do peso seco dos quatro subcompartimentos (folhas, galhos/ramos, tronco e raízes) calculou-se o peso seco da biomassa arbórea de cada árvore. De cada amostra foi retirada uma subamostra, as quais foram beneficiadas (moídas) e em seguida analisado o teor de carbono pelo método descrito em EMBRAPA (1997). A partir da média do teor de carbono dos subcompartimentos de todas as árvores avaliadas pelo método direto, calculou-se o carbono da biomassa arbórea seca para o estande total.

A densidade básica do tronco (DB) foi analisada pelo método do peso hidrostático (FOEKEL; BRASIL; BARRICHELO, 1971), o qual consiste da imersão das cunhas em água por tempo indeterminado até elas submergirem completamente, o que significa a saturação em água. Após a saturação em água mediu-se em balança

hidrostática o peso submerso e o peso saturado. Em seguida as cunhas foram colocadas para secar em estufa de ventilação forçada a $105^{\circ} \text{C} \pm 3$ até peso constante (aproximadamente 72 horas) e pesadas novamente. A DB é calculada pela equação: $Y = \text{peso seco} / (\text{peso saturado} - \text{peso submerso})$.



Figura 7 – (A) Árvore derrubada e tronco seccionado; (B) Raízes escavadas superficialmente; (C) Retroescavadeira retirando raízes de uma árvore de grande porte; (D) Dinamômetro digital para pesagem da biomassa úmida em campo



Figura 8 – (A) Cinco discos de 3 a 5 cm de espessura; (B) Cunhas para determinar a densidade básica da madeira

Buscou-se na literatura científica equações alométricas que vem sendo empregadas para a estimativa da biomassa arbórea acima do solo e que geralmente utilizam o DAP, a AT e a DB como variáveis preditoras. Foram selecionadas e testadas onze equações alométricas e em seguida correlacionaram-se os dados reais com os dados da estimativa. Os modelos de equações com melhor correlação foram calibrados por meio de análises de regressão, determinando-se os novos interceptos e coeficientes. As equações alométricas usadas para a estimativa da biomassa arbórea do estande total têm como variáveis preditoras a ABP, a AT e a DB.

Com a equação alométrica selecionada, testada e calibrada, foi estimada a biomassa arbórea acima e abaixo do solo de cada árvore avaliada em cada período estudado. Para as espécies avaliadas pelo método direto, na estimativa da biomassa arbórea utilizou-se a DB da espécie. Para as demais espécies, empregou-se na equação alométrica o valor médio da DB das 60 plantas avaliadas pelo método direto. A biomassa arbórea seca para as demais espécies/plantas não avaliadas pelo método direto também foi estimada com a equação alométrica selecionada, testada e calibrada.

Carbono da biomassa da serapilheira

As coletas da serapilheira acumulada no solo foram realizadas em novembro de 2007, maio e novembro de 2008 e em maio de 2009. Estes períodos de coleta coincidem com o final do período seco (novembro), que normalmente é o período com maior acúmulo de serapilheira na superfície do solo e com o final do período úmido (maio), que normalmente é o período com menor acúmulo de serapilheira. Em cada período de avaliação foi coletada, por meio de amostradores circulares (Figura 9) com diâmetro de 45 cm e área de 166 cm², uma amostra simples por subparcela, de forma sistematizada. As doze amostras perfazem 2 m² de área amostrada por parcela.



Figura 9 – Coletor de serapilheira e de biomassa do estrato herbáceo/arbustivo à 50 cm do ponto central da subparcela amostral

No tratamento Controle, no Nitossolo, não foram coletadas amostras de serapilheira, isto devido às parcelas deste tratamento serem completamente ocupadas por capim napier (*Pennisetum purpureum*) e colonião (*Panicum maximum*) que com suas touceiras impossibilita uma amostragem adequada.

A serapilheira de cada amostra foi seca em estufa a 65° C pelo período de 72 horas e depois pesada. Após a pesagem as 12 amostras de cada parcela foram misturadas e passadas em um triturador de resíduos orgânicos para fracionamento e homogeneização. Desta amostra composta retirou-se 50 gramas para a trituração fina, da qual se analisou o carbono e o nitrogênio (EMBRAPA, 1997). Na estimativa do estoque de carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada foi considerada a média das

quatro avaliações.

Carbono da biomassa do estrato herbáceo/arbustivo

Na avaliação da biomassa do estrato herbáceo/arbustivo consideraram-se as espécies arbóreas com DAP menor que 2 cm, espécies herbáceas, arbustivas e gramíneas. Nesta amostragem foi avaliada a parte aérea e radicular das plantas como um único compartimento. No tratamento Controle do Nitossolo este estrato é compreendido como estrato gramíneo/herbáceo. A amostragem foi realizada em fevereiro de 2010, por meio de amostradores circulares (Figura 13) com diâmetro de 45 cm e área de 166 cm², utilizando-se uma amostra por subparcela, de forma sistematizada. As doze amostras simples perfazem 2 m² de área amostrada por parcela e compuseram uma amostra composta para análise de carbono. O processo de preparação e análise das amostras seguiram os mesmos procedimentos descritos para a serapilheira acumulada.

Carbono orgânico do solo

O carbono orgânico do solo foi avaliado na camada de 0-40 cm de profundidade conforme metodologia citada no item 3.5.1 e foi estimado pela equação: $Y = g C \text{ dm}^{-3} * \text{dm}^3 \text{ de solo ha}^{-1} * \rho \text{ do solo}$.

Produtividade primária líquida – PPL

A PPL foi determinada para acréscimos anuais do estoque de biomassa arbórea acima do solo, considerando dois períodos: 1º) março de 1997 a novembro de 2007 e; 2º) dezembro de 2007 a janeiro de 2010. A PPL foi estimada para os tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade nas duas áreas experimentais.

3.6 Análises estatísticas

Para a comparação dos tratamentos os dados das variáveis estudadas foram submetidos à análise de variância (anova ou glm) e ao teste de média (tukey, $p \leq 0,05$). O programa estatístico utilizado para as análises foi o SAS (2009) versão 9.2.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Alterações dos atributos edáficos

Em ambos os solos, para alguns atributos físicos e camadas, o Floresta Nativa (referência) se diferenciou dos tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade, os quais não se diferenciaram entre si (Tabela 3). No Nitossolo, a densidade de partículas na camada de 0-10 cm e a densidade do solo na camada de 10-20 foi menor no Floresta Nativa, provavelmente devido ao maior teor de areia. Quanto à textura, não ocorreram diferenças significativas entre o Floresta Nativa e os demais tratamentos, demonstrando que este solo está pouco alterado em relação aos atributos físicos. No Argissolo, a densidade do solo e a porosidade na camada de 0-10 cm, o teor de argila e a densidade do solo na camada de 10-20 cm e o teor de argila e de areia na camada de 20-40 cm apresentaram diferenças entre o Floresta Nativa e os demais tratamentos. Essas diferenças de textura entre os tratamentos e o Floresta Nativa demonstraram que este solo foi mais erodido durante seu cultivo, antes da instalação do experimento. O alto teor de areia na camada de 0-40 cm no tratamento Floresta Nativa se justifica por que faz parte do horizonte A deste solo, que tem gradiente textural do tipo areia/média (Tabela 3).

A comparação dos dados de julho de 1998 com os de outubro de 2007 possibilitou detectar as alterações ocorridas nos atributos físicos na camada de 0-10 cm dos tratamentos (Tabela 4). Nas camadas de 10-20 e 20-40 cm, também ocorreram alterações que seguem o mesmo padrão da camada de 0-10 cm, porém menos pronunciadas. No Nitossolo, houve aumento do teor de argila e redução do teor de areia no tratamento Floresta Nativa, aumento da densidade do solo no Controle e aumento da densidade de partículas no Alta Diversidade. No Baixa Diversidade não ocorreu alteração significativa de seus atributos físicos. Isso sugere que este tratamento pode minimizar alterações negativas, como o aumento da densidade do solo e densidade de partículas, muito provavelmente devido ao rápido estabelecimento arbóreo e conseqüente cobertura do solo na fase inicial do plantio (ENGEL; PARROTTA, 2001), quer seja pelas folhas das árvores ou pela serapilheira acumulada.

Tabela 3 – Textura, densidade e porosidade em diferentes camadas do solo, tratamentos e áreas experimentais, em outubro de 2007

Camada e Tratamento	Textura				Densidade		Porosidade
	Argila	Silte	Areia	Classificação	Partículas	Solo	
	g kg ⁻¹				g dm ⁻³		%
NITOSSOLO VERMELHO							
0-10 cm							
Controle	461	211	328	Argilosa	2,8 b	1,08	61
Baixa Diversidade	454	209	337	Argilosa	2,8 b	1,05	62
Alta Diversidade	441	226	333	Argilosa	2,8 b	1,10	61
Floresta Nativa	364	240	396	Argilosa	2,6 a	0,93	64
10-20 cm							
Controle	500	199	301	Argilosa	2,7	1,25 a	55
Baixa Diversidade	497	175	328	Argilosa	2,8	1,29 a	58
Alta Diversidade	495	203	302	Argilosa	3,2	1,24 a	57
Floresta Nativa	428	231	341	Argilosa	2,8	1,02 b	61
20-40 cm							
Controle	641	146	213	Muito argilosa	2,6	--	--
Baixa Diversidade	580	167	253	Argilosa	2,6	--	--
Alta Diversidade	561	168	271	Argilosa	2,8	--	--
Floresta Nativa	519	171	310	Argilosa	2,7	--	--
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO							
0-10 cm							
Controle	70	26	904	Arenosa	2,7	1,35 b	50 b
Baixa Diversidade	84	22	894	Arenosa	2,7	1,32 b	51 b
Alta Diversidade	77	20	903	Arenosa	2,7	1,41 b	48 b
Floresta Nativa	63	36	901	Arenosa	2,6	1,01 a	61 a
10-20 cm							
Controle	69 ab	30	901	Arenosa	2,9	1,56 a	46
Baixa Diversidade	81 a	20	899	Arenosa	2,8	1,57 a	44
Alta Diversidade	74 a	25	901	Arenosa	2,7	1,54 a	43
Floresta Nativa	42 b	26	932	Arenosa	2,7	1,38 b	49
20-40 cm							
Controle	124 a	22	853 b	Arenosa	2,6	--	--
Baixa Diversidade	132 a	15	853 b	Arenosa	2,6	--	--
Alta Diversidade	127 a	19	854 b	Arenosa	2,6	--	--
Floresta Nativa	42 b	15	943 a	Arenosa	2,6	--	--

Médias dos atributos físicos seguidas por letras iguais na mesma área e camada não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$); médias não seguidas de letras não apresentam diferenças significativas.

Em todos os tratamentos, no Argissolo, houve redução da densidade do solo e conseqüente aumento na porosidade (Tabela 4), sendo que ambos os efeitos podem ter como causa o bom desenvolvimento das espécies implantadas e da regeneração natural (ENGEL; PARROTTA, 2001; SIDDIQUE et al., 2008). O desenvolvimento radicular das árvores e o aumento da matéria orgânica podem ter sido os principais agentes dessas alterações. Nesse solo, o tratamento Baixa Diversidade apresentou mais uma alteração, que foi a redução do teor de areia. Isto talvez possa ser explicado pela maior presença da macrofauna edáfica neste tratamento (DUCATTI, 2002), que de alguma forma modificou a composição textural, ou por processos erosivos que ainda persistem nesta área e tratamento.

Tabela 4 – Textura, densidade e porosidade da camada de 0-10 cm do solo em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em junho de 1998 e outubro de 2007

Tratamento	Período	Textura			Densidade		Porosidade
		Argila	Silte	Areia	Partículas	Solo	
		g kg ⁻¹			g dm ⁻³		%
NITOSOLO VERMELHO							
Controle	Jun/98	500	175	325	2,6	0,99 b	63
	Out/07	461	211	328	2,8	1,09 a	61
Baixa Diversidade	Jun/98	526	169	305	2,7	0,99	63
	Out/07	454	209	337	2,8	1,05	62
Alta Diversidade	Jun/98	500	175	325	2,6 b	0,99	63
	Out/07	441	226	333	2,8 a	1,10	61
Floresta Nativa	Jun/98	338 b	244	418 a	2,6	0,91	65
	Out/07	364 a	240	396 b	2,6	0,93	64
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO							
Controle	Jun/98	87	20	893	2,6	1,47 a	42 b
	Out/07	70	26	904	2,7	1,35 b	50 a
Baixa Diversidade	Jun/98	80	0	920 a	2,5	1,45 a	42 b
	Out/07	84	22	894 b	2,7	1,32 b	51 a
Alta Diversidade	Jun/98	87	20	893	2,5	1,47	42 b
	Out/07	77	20	903	2,7	1,41	48 a
Floresta Nativa	Jun/98	60	20	920	2,6	1,24 a	53 b
	Out/07	63	36	901	2,6	1,01 b	61 a

Médias dos atributos físicos seguidas por letras iguais na mesma área e tratamento não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$); médias não seguidas de letras não apresentam diferenças significativas.

Como uma das hipóteses desse estudo tem-se que a restauração da comunidade vegetal em ecossistemas degradados promove a preservação dos atributos físicos do solo. Os dados até o momento não permitem confirmar esta hipótese, uma vez que continuam a ocorrer alterações, em especial na textura. Ademais, a densidade do solo e a porosidade podem estar sofrendo efeitos do desenvolvimento florestal. Mesmo ainda ocorrendo pequenas alterações da textura nas camadas superficiais (tabela 4), para ambas as áreas degradadas, isto não deve constituir empecilho ao processo de recuperação da fertilidade. As boas condições estruturais desses solos (OLIVEIRA, 1999), proporcionadas pela predominância da mineralogia mista (sesquióxidos de Fe e Al e argila 1:1) e por sua boa fertilidade atual, deverão favorecer a recuperação de importantes atributos físicos (densidade do solo e porosidade), químicos (pH, MO, N, P, K, Ca, Mg e CTC) e biológicos (macro, meso e microfauna).

Tabela 5 – Atributos químicos em diferentes camadas do solo, tratamentos e áreas experimentais, em outubro de 2007

Camada Tratamento	e pH CaCl ₂	MO g dm ⁻³	P resina mg dm ⁻³	S SO ₄ ²⁻ mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H	Al	V	B	Cu	Fe	Mn	Zn
NITOSSOLO VERMELHO															
0-5 cm															
Controle	5,6 c	56	16	6,6	2,9	71 b	36	30 a	0,3	78	0,4 b	12	31 a	165 ab	4,4
Baixa Diversidade	6,3 a	52	19	12	8,0	84 ab	34	21 c	0,5	86	0,5 a	10	23 ab	188 a	5,1
Alta Diversidade	5,9 bc	47	17	9,2	7,7	83 ab	25	26 b	0,5	75	0,5 a	9,9	25 ab	150 b	4,7
Floresta Nativa	6,2 ab	52	18	13	7,2	100 a	35	22 c	0,4	87	0,5 ab	10	22 b	135 b	5,3
5-10 cm															
Controle	5,4 b	42	10	5,4 b	1,8	61	28	34 a	0,6	72	0,4	11	32	138	3,0
Baixa Diversidade	6,0 a	41	12	7,5 ab	6,9	71	27	24 b	0,4	81	0,5	11	23	159	4,6
Alta Diversidade	5,7 b	36	11	8,2 ab	5,5	64	25	31 a	0,5	75	0,5	11	27	160	5,0
Floresta Nativa	5,8 ab	40	11	13 a	6,1	74	31	24 a	0,4	79	0,5	11	27	181	5,1
10-20 cm															
Controle	5,2 b	31	9,5	5,0	1,1	51	22	38 a	0,4	66	0,3	10	23	107	2,0
Baixa Diversidade	5,9 a	29	6,8	10	5,1	55	20	27 b	0,3	75	0,4	10	20	136	3,4
Alta Diversidade	5,5 b	36	8,6	8,2	4,0	58	21	35 a	0,6	71	0,4	10	26	136	4,1
Floresta Nativa	5,5 b	29	8,2	14	3,6	58	23	37 a	0,5	69	0,4	11	25	133	4,1
20-40 cm															
Controle	5,3 b	15	6,9	13	0,6	50	20	31 a	1,1 a	69	0,2 b	2,9 b	7,2 b	18 b	0,4
Baixa Diversidade	5,8 a	18	6,4	23	3,0	47	16	25 b	0,5 b	72	0,3 a	6,8 ab	15 ab	91 ab	1,0
Alta Diversidade	5,4 b	21	6,3	11	2,3	51	17	33 a	0,6 b	73	0,4 a	9,0 a	19 a	97 a	2,0
Floresta Nativa	5,5 b	17	6,3	14	2,0	54	20	32 a	0,7 b	70	0,3 a	8,4 a	20 a	66 ab	1,7
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO															
0-5 cm															
Controle	4,9	26 b	15	6,0 b	3,0 ab	21 b	11	27 ab	0,8 b	56	0,3 b	0,7 a	86 ab	22	2,8 b
Baixa Diversidade	4,5	22 b	13	6,7 b	2,3 b	20 b	12	37 a	1,8 a	47	0,4 b	0,6 a	121 a	27	1,6 b
Alta Diversidade	5,2	19 b	13	6,0 b	3,0 ab	24 b	12	20 b	0,7 b	40	0,3 b	0,6 a	53 ab	26	1,6 b
Floresta Nativa	5,7	38 a	22	22 a	4,4 a	89 a	14	17 b	0,4 b	86	0,6 a	0,3 b	38 b	35	5,7 a
5-10 cm															
Controle	4,7 b	15 ab	9,5	4,6 b	2,0 b	12 b	6,8 b	21 ab	1,7 ab	48	0,3	0,7 a	74 ab	21	1,0 b
Baixa Diversidade	4,3 b	14 b	9,2	5,8 b	1,8 b	10 b	7,8 ab	29 a	3,7 a	38	0,3	0,8 a	86 a	24	1,0 b
Alta Diversidade	4,6 b	13 b	8,9	5,3 b	2,0 b	13 b	7,5 ab	25 a	2,1 ab	41	0,3	0,8 a	72 ab	20	0,8 b
Floresta Nativa	5,8 a	20 a	13	13 a	3,4 a	50 a	10 a	15 b	0,4 b	80	0,4	0,3 b	40 b	30	3,1 a
10-20 cm															
Controle	4,5 b	14	5,4 b	5,0 b	1,3 b	11 b	5,0	23	2,2 a	41	0,3 ab	0,9 a	54	18 b	0,5 b
Baixa Diversidade	4,3 b	8,9	7,3 ab	4,9 b	1,1 b	7,4 b	5,4	25	4,2 a	33	0,3 b	0,9 a	62	18 ab	0,4 b
Alta Diversidade	4,4 b	9,5	5,4 b	5,3 b	1,4 b	9,1 b	5,0	26	3,8 a	45	0,3 b	1,0 a	61	17 b	0,4 b
Floresta Nativa	5,5 a	13	8,8 a	10 a	2,4 a	29 a	7,0	16	0,2 b	70	0,4 a	0,2 b	37	32 a	1,9 a
20-40 cm															
Controle	4,5 b	9,4	4,2	4,8	1,1	11 ab	4,7	22 a	3,5 a	39	0,3	1,2 a	40	29 a	0,2 b
Baixa Diversidade	4,3 b	7,6	6,0	4,3	0,9	8,2 b	4,4	23 a	5,3 a	32	0,3	1,3 a	47	19 ab	0,2 b
Alta Diversidade	4,4 b	7,9	4,1	4,3	0,9	11 ab	4,9	24 a	3,9 a	59	0,3	1,2 a	41	13 b	0,2 b
Floresta Nativa	5,5 a	9,6	6,5	7,3	1,6	19 a	4,8	13 b	0,5 b	64	0,3	0,2 b	37	22 ab	1,1 a

Médias dos atributos químicos seguidas por letras iguais na mesma área e camada não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$); médias não seguidas de letras não apresentam diferenças significativas.

No Nitossolo, houve diferenças dos atributos químicos entre os tratamentos nas quatro camadas avaliadas, principalmente, as de 0-5 e 20-40 cm (Tabela 5). As principais diferenças ocorreram entre o Baixa Diversidade e os demais tratamentos para o pH e o teor de H⁰. No Argissolo, os tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade apresentaram teores de alguns atributos químicos inferiores aos do

Floresta Nativa, demonstrando que ainda estavam longe de restaurar a fertilidade original do solo (Tabela 5). Por este solo ser de média fertilidade e, no início do experimento, a área experimental apresentar teores de nutrientes bem inferiores aos da condição natural, o retorno às condições pré-existentes deverá ser mais lento. Neste solo, ao comparar o Controle, o Baixa Diversidade e o Alta Diversidade, detectaram-se poucas diferenças nos teores dos atributos químicos, com destaque ao Baixa Diversidade que apresentou maior teor de Al na camada de 0-5 cm. No Baixa Diversidade, o teor de Fe, sobretudo nas camadas 0-5 e 5-10 cm, apresentaram alto teor, se diferenciando do Floresta Nativa. As observações sobre teores de Al e Fe, assim como para a alteração da densidade do solo e porosidade no Baixa Diversidade, também podem ter como principais agentes causais o desenvolvimento radicular das árvores e o aumento da matéria orgânica.

Para alguns atributos químicos do solo, na camada 0-5 cm, no período de julho de 1998 a janeiro de 2010, houve diversas alterações decorrentes dos efeitos dos tratamentos (Tabela 6) em função do tempo. Outros atributos, como o P, Ca, H, Fe e Zn, também apresentaram alterações nesse período, porém de forma menos pronunciada. Em camadas inferiores (5-10, 10-20 e 20-40 cm), as alterações seguiram o padrão da camada de 0-5 cm. No Nitossolo, o conteúdo de matéria orgânica diminuiu em todos os tratamentos. O teor de $S-SO_4^{2-}$ diminuiu para o tratamento Controle e Alta Diversidade. O teor de K, nos quatro tratamentos, não apresentou tendências claras de alteração. O teor de Mg aumentou no Baixa Diversidade e oscilou entre acréscimo e decréscimo para os demais tratamentos. O pH só diminuiu no tratamento Floresta Nativa e, apesar do pH se manter estável nos tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade, o teor de Al aumentou nestes tratamentos. No Argissolo, o conteúdo de matéria orgânica aumentou para os dois modelos de restauração e para o Controle. O teor de S aumentou no Floresta Nativa e diminuiu no Baixa Diversidade. O teor de K diminuiu no Floresta Nativa e foi variável para os demais tratamentos no período. O teor de Mg não apresentou diferenças significativas entre os períodos. O Baixa Diversidade e o Controle tiveram acréscimo dos teores de Al e redução do pH.

Tabela 6 – Atributos químicos do solo na camada de 0-5 cm em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em quatro períodos

Atributos e períodos	Controle	Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Floresta Nativa
NITOSSOLO VERMELHO				
MO (g dm⁻³)				
Julho de 1998	52,0 b ± 0,50	50,3 ab ± 3,35	52,0 a ± 0,50	107,0 b ± 2,18
Agosto de 1999	63,3 a ± 1,76	60,7 a ± 4,13	53,7 a ± 1,09	131,7 a ± 1,76
Outubro de 2007	55,8 ab ± 5,60	51,9 ab ± 1,28	46,7 ab ± 4,86	51,9 c ± 2,04
Março de 2010	30,3 c ± 4,62	34,4 b ± 1,30	37,2 b ± 0,53	43,0 c ± 2,83
S-SO₄²⁻ (mg dm⁻³)				
Julho de 1998	14,1 a ± 0,33	12,3 ± 1,20	13,7 a ± 0,33	18,3 a ± 0,33
Agosto de 1999	6,2 b ± 0,17	6,0 ± 0,50	6,6 b ± 0,17	8,0 b ± 0,00
Outubro de 2007	6,6 b ± 0,35	11,8 ± 1,20	9,3 b ± 0,93	12,9 ab ± 2,53
K (mmol_c dm⁻³)				
Julho de 1998	5,1 ± 0,17	4,4 ab ± 0,86	5,1 b ± 0,17	4,6 ± 0,12
Agosto de 1999	7,2 ± 0,72	6,0 ab ± 0,92	10,7 a ± 0,81	8,5 ± 0,94
Outubro de 2007	2,9 ± 0,17	8,0 a ± 1,22	7,7 ab ± 1,62	7,2 ± 0,12
Março de 2010	4,0 ± 2,26	2,6 b ± 0,35	3,9 b ± 0,72	2,2 ± 0,09
Mg (mmol_c dm⁻³)				
Julho de 1998	22,7 c ± 0,83	23,1 b ± 2,07	22,7 b ± 0,83	43,3 ab ± 2,04
Agosto de 1999	29,0 b ± 1,00	20,0 b ± 3,46	24,0 b ± 0,57	49,0 a ± 5,68
Outubro de 2007	35,9 a ± 0,83	34,5 a ± 1,39	32,0 a ± 2,51	35,0 ab ± 2,04
Março de 2010	29,9 bc ± 2,51	28,2 a ± 0,68	25,0 b ± 1,40	28,1 b ± 1,34
pH (CaCl₂)				
Julho de 1998	5,8 ± 0,09	5,9 ± 0,11	5,8 ± 0,09	6,6 a ± 0,02
Agosto de 1999	5,9 ± 0,07	5,8 ± 0,09	5,9 ± 0,03	6,7 a ± 0,02
Outubro de 2007	5,6 ± 0,00	6,3 ± 0,13	5,9 ± 0,05	6,2 b ± 0,02
Março de 2010	5,8 ± 0,14	5,8 ± 0,20	5,9 ± 0,01	6,1 b ± 0,05
Al (mmol_c dm⁻³)				
Julho de 1998	0,1 b ± 0,00	0,1 b ± 0,00	0,1 b ± 0,00	0,4 ± 0,00
Agosto de 1999	0,3 a ± 0,03	0,5 a ± 0,03	0,3 ab ± 0,03	0,3 ± 0,33
Outubro de 2007	0,3 a ± 0,00	0,5 a ± 0,05	0,4 a ± 0,06	0,4 ± 0,00
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO				
MO (g dm⁻³)				
Julho de 1998	15,0 b ± 0,29	15,7 b ± 0,83	15,0 c ± 0,29	44,7 ab ± 0,73
Agosto de 1999	21,0 ab ± 2,17	22,0 ab ± 1,61	26,4 a ± 0,33	63,3 a ± 3,84
Outubro de 2007	25,9 ab ± 2,60	21,7 ab ± 1,42	19,5 bc ± 1,44	38,3 b ± 2,00
Março de 2010	30,9 a ± 4,26	26,6 a ± 1,63	24,0 ab ± 1,65	44,1 ab ± 2,28
S-SO₄²⁻ (mg dm⁻³)				
Julho de 1998	7,7 a ± 1,00	8,9 a ± 0,33	7,7 a ± 1,00	11,7 b ± 0,33
Agosto de 1999	5,9 b ± 0,17	4,7 b ± 0,00	4,8 b ± 0,00	9,1 b ± 0,17
Outubro de 2007	6,0 ab ± 0,48	6,7 b ± 0,61	6,1 a ± 0,75	21,7 a ± 2,11
K (mmol_c dm⁻³)				
Julho de 1998	2,4 b ± 0,07	2,1 ab ± 0,04	2,4 ab ± 0,07	8,7 a ± 0,02
Agosto de 1999	4,4 a ± 1,13	5,3 a ± 0,75	5,2 a ± 0,98	3,3 bc ± 0,13
Outubro de 2007	3,0 b ± 0,25	2,3 ab ± 0,11	3,0 ab ± 0,60	4,4 b ± 0,12
Março de 2010	2,2 b ± 0,25	1,3 b ± 0,05	1,6 b ± 0,20	1,9 c ± 0,17
Mg (mmol_c dm⁻³)				
Julho de 1998	7,7 ± 1,45	11,3 ± 4,05	7,7 ± 1,45	14,0 ± 0,57
Agosto de 1999	20,3 ± 5,04	15,0 ± 3,00	12,7 ± 2,72	17,7 ± 3,17
Outubro de 2007	11,4 ± 0,53	12,5 ± 1,33	11,9 ± 1,24	14,0 ± 2,00
Março de 2010	10,5 ± 0,89	9,2 ± 0,89	10,5 ± 1,84	11,1 ± 0,67
pH (CaCl₂)				
Julho de 1998	5,5 ab ± 0,16	5,7 a ± 0,20	5,5 ± 0,16	5,8 ± 0,00
Agosto de 1999	5,6 a ± 0,06	5,5 a ± 0,06	5,6 ± 0,06	6,1 ± 0,19
Outubro de 2007	4,9 c ± 0,06	4,5 b ± 0,04	5,2 ± 0,16	5,7 ± 0,02
Março de 2010	5,1 bc ± 0,10	4,6 b ± 0,05	5,1 ± 0,37	6,1 ± 0,09
Al (mmol_c dm⁻³)				
Julho de 1998	0,1 b ± 0,10	0,1 b ± 0,07	0,1 ± 0,10	0,7 ± 0,20
Agosto de 1999	0,4 a ± 0,00	0,4 b ± 0,06	0,3 ± 0,03	0,7 ± 0,07
Outubro de 2007	0,8 a ± 0,12	1,8 a ± 0,09	0,7 ± 0,22	0,4 ± 0,00

Médias (± erro padrão) dos atributos químicos seguidas por letras iguais na mesma área e tratamento não diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,05); médias não seguidas de letras não apresentam diferenças significativas.

Paul et al. (2010), estudando a recuperação de propriedades e funções do solo em diferentes modelos de restauração florestal na Austrália, verificaram variação significativa e padrões específicos entre as áreas e modelos de restauração, isto para o pH, densidade do solo e P disponível. Para eles os modelos de restauração, mais ou menos complexos, foram capazes de recuperar as propriedades do solo em diferentes graus.

Quanto à fertilidade do solo, no geral, o Nitossolo apresentou teores mais elevados de matéria orgânica, de bases trocáveis e menor teor de Al do que o Argissolo (Tabela 5). Para as quatro camadas avaliadas, até a profundidade de 40 cm, no Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade, os teores de matéria orgânica no Nitossolo foram praticamente o dobro dos teores encontrados no Argissolo. Tendo como referência as faixas de fertilidade do solo relativas ao estabelecimento de reflorestamentos mistos com espécies da Mata Atlântica propostas por Gonçalves, Nogueira Junior e Ducatti (2008), e no que se referem aos teores de matéria orgânica, de P assimilável e de K trocável, o Nitossolo apresenta boa fertilidade e o Argissolo média fertilidade.

Nos dois solos e nos diferentes tratamentos, não ocorreram diferenças no estoque de C na camada de 0-5 cm do solo (Tabela 7). O estoque de N-orgânico só aumentou no Argissolo, com maior efeito do Floresta Nativa. A relação C:N, nos dois solos, no Baixa Diversidade e no Alta Diversidade foram similares ao Floresta Nativa. A relação C:N no Controle se diferenciou dos demais tratamentos. Geralmente, uma menor relação C:N, comum em solos sob florestas nativas, indica alta fixação biológica de N e intensa deposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (PARROTTA, 1999; MACEDO et al., 2008). Segundo Pulito (2009) o N total pode ser considerado como bom indicador da disponibilidade de N no solo.

No Nitossolo, os estoques de C e N na serapilheira acumulada no Baixa Diversidade foram maiores que no Alta Diversidade e, a relação C:N, foi idêntica (Tabela 7). No Argissolo, o Baixa Diversidade se diferenciou do Controle e se assemelhou ao Floresta Nativa em termos de estoques de C e N. A relação C:N nos dois modelos de reflorestamento se diferenciou do Controle, mas ainda foi inferior à encontrada no Floresta Nativa, efeito residual da matéria orgânica proveniente das

gramíneas invasoras. A menor relação C:N na serapilheira acumulada nos dois modelos de reflorestamento, em relação ao Controle, indica efeito pronunciado do tratamento em termos de fixação biológica de N, principalmente no Baixa Diversidade que possui um maior número de leguminosas arbóreas fixadoras ou não de N (SIDDIQUE et al., 2008).

Siddique et al. (2008) estudaram a dominância de árvores leguminosas e as relações entre nutrientes após sete anos dos plantios no Baixa Diversidade e Alta diversidade no Argissolo. Os resultados demonstraram que os dois modelos de restauração divergiram nas relações de N e P. Dentro de sete anos, a dominância de uma única espécie de árvore fixadora de N_2 (*Enterolobium contortisiliquum*) no Baixa Diversidade causou rápido acúmulo de biomassa, bem como maiores concentrações de N na biomassa e na serapilheira, comparado ao Alta Diversidade que tem uma menor densidade de árvores fixadoras de N_2 . No Baixa Diversidade o nitrato no solo foi seis vezes superior ao do Alta Diversidade, reduzindo a disponibilidade de P no solo em consequência da alta concentração de N foliar e mais conservativa relação de P foliar em outras duas espécies (*Psidium guajava* e *Peschieria fuchisiaefolia*).

Aos dez anos de experimentação, a relação de C:N do solo no Baixa Diversidade e no Alta diversidade se assemelhou aos das áreas com Floresta Nativa (Tabela 7). Os resultados de estoque de C e N apresentados podem ser comparados aos obtidos por Macedo et al. (2008). Estes autores estudaram, numa área de Mata Atlântica, as mudanças no estoque de C e N e a dinâmica de nutrientes treze anos após o plantio de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio em áreas degradadas. Na camada de 0-5 foram encontrados estoques de $10,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ e $0,94 \text{ Mg N ha}^{-1}$, menores que os apresentados no Nitossolo e um pouco maiores que os apresentados no Argissolo (Tabela 7), porém com relação C:N semelhante ao deste estudo. Em floresta nativa foram encontrados valores de C e N na ordem de 12 e de $1,17 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente, teores similares aos dos tratamentos Floresta Nativa. Também de forma similar, estes autores detectaram que estes atributos do solo avaliados na área em processo de recuperação se assemelham aos da floresta nativa.

Tabela 7 – Estoque de C e N e relação C:N na camada de 0-5 cm do solo¹ e na serapilheira² acumulada em diferentes tratamentos e áreas experimentais

Compartimento e Atributo		Controle	Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Floresta Nativa
NITOSSOLO VERMELHO					
Solo	C (Mg ha ⁻¹)	17,50 ± 0,89	15,89 ± 1,10	14,99 ± 1,77	14,04 ± 0,55
	N (Mg ha ⁻¹)	1,21 ± 0,06	1,41 ± 0,06	1,31 ± 0,12	1,25 ± 0,08
	C:N	14,47 a ± 0,67	11,20 b ± 0,33	11,35 b ± 0,41	11,40 b ± 1,08
Serapilheira	C (Mg ha ⁻¹)	*	6,14 a ± 0,55	4,71 b ± 0,33	*
	N (Mg ha ⁻¹)	*	0,17 a ± 0,02	0,12 b ± 0,01	*
	C:N	*	38,33 ± 2,71	38,33 ± 0,71	*
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO					
Solo	C (Mg ha ⁻¹)	10,18 ± 0,92	8,30 ± 0,50	7,98 ± 0,40	11,29 ± 1,17
	N (Mg ha ⁻¹)	0,63 b ± 0,04	0,70 b ± 0,02	0,58 b ± 0,04	1,00 a ± 0,02
	C:N	16,18 a ± 0,55	11,87 b ± 0,86	13,69 ab ± 0,27	11,31 b ± 1,01
Serapilheira	C (Mg ha ⁻¹)	3,40 b ± 0,30	6,15 a ± 0,55	4,46 ab ± 0,45	4,35 ab ± 0,74
	N (Mg ha ⁻¹)	0,05 b ± 0,00	0,15 a ± 0,02	0,10 ab ± 0,01	0,17 a ± 0,03
	C:N	79,00 a ± 4,69	43,00 b ± 1,92	44,33 b ± 1,88	25,92 c ± 0,37

¹ outubro de 2007; ² média de novembro de 2007, maio e novembro de 2008 e maio de 2009; Médias (± erro padrão) seguidas por letras iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Tukey (P≤0,05); médias não seguidas de letras não apresentam diferenças significativas; * não amostrado.

Quanto ao teor de C da biomassa microbiana, em ambos os solos, nos tratamentos Controle, Baixa Diversidade e Alta Diversidade, na avaliação de março de 2010, foram constatados teores semelhantes ao Floresta Nativa, exceto para a camada de 0-5 cm no Nitossolo (Tabela 8). Diferente do que foi observado em julho de 1998, quando o Floresta Nativa apresentou teor de C da biomassa microbiana superior aos demais tratamentos, para ambas as áreas, exceto na camada de 5-20 cm no Argissolo. Comparando os dados de julho de 1998 e os de março de 2010, houve aumento de C da biomassa microbiana com o tempo, para ambos os solos, camadas e em quase todos os tratamentos. Ou seja, o Controle, o Baixa Diversidade e o Alta Diversidade promoveram condições favoráveis ao desenvolvimento dos microorganismos. Similar ao que foi observado para a fertilidade do solo, o estoque de C e N (Tabela 7) e os teores de C da biomassa microbiana (Tabela 8) foram maiores no Nitossolo do que no Argissolo.

Tabela 8 – Carbono da biomassa microbiana em diferentes camadas, tratamentos e áreas experimentais, em quatro períodos

Camadas e períodos	Controle	Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Floresta Nativa
NITOSSOLO VERMELHO				
0-5 cm				
Julho de 1998	0,155 cB ± 0,015	0,103 cB ± 0,009	0,113 cB ± 0,007	0,313 cA ± 0,010
Janeiro de 1999	0,366 abB ± 0,018	0,385 bcB ± 0,023	0,349 bB ± 0,015	0,568 bA ± 0,023
Outubro de 2008	0,277 bcA ± 0,024	0,210 bA ± 0,035	0,210 cA ± 0,011	0,230 cA ± 0,032
Março de 2010	0,920 aAB ± 0,046	0,587 aC ± 0,074	0,653 aBC ± 0,052	0,955 aA ± 0,060
5-20 cm				
Julho de 1998	0,167 bC ± 0,020	0,265 bB ± 0,007	0,167 cC ± 0,006	0,330 bA ± 0,017
Janeiro de 1999	0,340 aA ± 0,025	0,332 bA ± 0,010	0,280 bA ± 0,029	0,412 bA ± 0,049
Outubro de 2008	0,133 bA ± 0,024	0,169 cA ± 0,008	0,160 cA ± 0,022	0,163 cA ± 0,012
Março de 2010	0,355 aC ± 0,026	0,520 aAB ± 0,030	0,433 aBC ± 0,028	0,585 aA ± 0,032
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO				
0-5 cm				
Julho de 1998	0,071 bB ± 0,020	0,060 bB ± 0,030	0,071 aB ± 0,020	0,234 bA ± 0,017
Janeiro de 1999	0,188 abB ± 0,015	0,145 abB ± 0,015	0,086 aB ± 0,005	0,492 aA ± 0,028
Outubro de 2008	0,147 bA ± 0,017	0,137 abA ± 0,014	0,140 aA ± 0,020	0,263 abA ± 0,065
Março de 2010	0,273 aA ± 0,027	0,240 aA ± 0,030	0,160 aA ± 0,038	0,355 aA ± 0,078
5-20 cm				
Julho de 1998	0,071 cA ± 0,020	0,037 bA ± 0,025	0,071 bA ± 0,020	0,025 cA ± 0,010
Janeiro de 1999	0,296 aA ± 0,008	0,345 aA ± 0,024	0,206 aB ± 0,003	0,220 aB ± 0,014
Outubro de 2008	0,077 cB ± 0,012	0,107 bAB ± 0,017	0,125 abAB ± 0,029	0,170 bcA ± 0,010
Março de 2010	0,190 bA ± 0,011	0,137 bA ± 0,018	0,127 abA ± 0,019	0,175 abA ± 0,009

Médias (± erro padrão) seguidas por letras minúsculas iguais na mesma coluna, área e camada e médias seguidas por letras maiúsculas iguais na mesma linha, área e camada não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

Na camada de 0-5 cm, no Nitossolo, ocorreu redução do teor de matéria orgânica (Tabela 6) e aumento do teor de carbono da biomassa microbiana (Tabela 8) para os quatro tratamentos. Segundo Fontaine et al. (2004), a aceleração da decomposição da matéria orgânica é concomitante ao aumento de biomassa microbiana do solo. Para estes autores muitas vezes o aumento da entrada de carbono no solo pode diminuir o conteúdo de carbono. Além disto, os resultados do estudo de Fontaine et al. (2004) sugerem que a escassez de nutrientes para a microbiota pode diminuir o acúmulo de C no solo, além de oferecer evidências de que a longo prazo o armazenamento de C nos ecossistemas terrestres depende de sua capacidade de seqüestrar mais nutrientes.

Turner, Lambert e Johnson (2005) estudaram o efeito da floresta plantada no carbono orgânico do solo, utilizando uma seqüência de tempo, cronosseqüência e comparações dos solos com as plantações de sítios adjacentes não perturbados. Para estes autores, os padrões de acumulação e perda de carbono variam de acordo com a

localização, tipo de solo e sistema de gestão da plantação. Neste estudo, em alguns sistemas houve uma tendência geral de redução de carbono orgânico na superfície do solo logo após o estabelecimento das plantações (5-10 anos), sendo que a perda líquida variou muito e foi dependente do tipo de solo. O declínio foi resultado principalmente das perdas de carbono lábil. Constatação semelhante foi observada no Argissolo, uma vez que o conteúdo de matéria orgânica do solo aumentou gradativamente nos dois modelos de reflorestamento (Tabela 6) e a relação C:N no solo se assemelhou ao da Floresta Nativa (Tabela 7). Além disso, o aumento do carbono da biomassa microbiana (Tabela 8) demonstra que os modelos de restauração começam a prover condições favoráveis aos microorganismos, elementos chave na decomposição final dos compostos orgânicos e na disponibilização de nutrientes.

Para Harris (2009), os microorganismos têm um papel crucial no funcionamento do solo, na ciclagem de nutrientes, na formação estrutural e nas interações das plantas. Papéis importantes para o restabelecimento da função e da biodiversidade na restauração do ecossistema. Além disso, a biomassa microbiana representa a maior parte da fração ativa da matéria orgânica, sendo mais sensível que o carbono orgânico e nitrogênio total em aferir as mudanças nos teores e na qualidade da matéria orgânica do solo (GAMA-RODRIGUES, 1999).

Em parte, os atributos químicos e biológicos apresentam alterações que podem estar levando os solos ao encontro das condições originais de fertilidade natural. Todavia, os resultados não são suficientes para confirmar a hipótese de que os atributos químicos e biológicos são gradativamente restaurados, muito provavelmente a longo prazo isto possa ocorrer. Tal recuperação dever-se-á a ciclagem de nutrientes por meio da quantidade e qualidade da matéria orgânica depositada no solo, fornecida e proporcionada pelo desenvolvimento das plantas nos diferentes tratamentos.

4.2 Composição e desenvolvimento de espécies

Foram medidas 778 plantas em dezembro de 2007, 767 em junho de 2008, 739 em janeiro de 2009, 738 em julho de 2009 e 729 em janeiro de 2010. Nos dois modelos de reflorestamento (Baixa Diversidade e Alta Diversidade) a associação de espécies teve alterações ao longo do período. Após a implantação do experimento em 1997 (Tabela 1) o número de espécies aumentou no Baixa Diversidade e diminuiu no Alta Diversidade (Tabela 9). Das 43 espécies identificadas/avaliadas, 19 foram provenientes da regeneração natural.

Com 215 indivíduos avaliados, *Psidium guajava* é a espécie mais representativa da regeneração natural, seguida por *Peschiera fuchsiaefolia*, *Lonchocarpus cultratus* e *Aloysia virgata* (Tabela 9). No Baixa Diversidade as espécies plantadas *Enterolobium contortisiliquum* e *Schizolobium parahyba* foram as mais representativas. Para o Alta Diversidade merecem destaque *Croton floribundus*, *Citharexylum myrianthum*, *Hymenea courbaril* (stilbocarpa), *Machaerium stipitatum*, *Parapiptadenia rigida*, *Schinus terebinthifolius*, *Enterolobium contortisiliquum* e *Schizolobium parahyba*.

Na análise conjunta dos dados, excluindo o Controle, a densidade de árvores do Argissolo (1.679 árvores ha⁻¹) foi maior que a do Nitossolo (1.130 árvores ha⁻¹), pelo teste de Tukey (P≤0,05). Pelo mesmo teste de médias não foi observada diferença entre os modelos de reflorestamento, tendo o Baixa Diversidade 1.464 e o Alta Diversidade 1.385 árvores ha⁻¹ em média.

Numa análise detalhada, no Nitossolo e no Argissolo a média estimada da densidade de árvores no tratamento Baixa Diversidade e Alta Diversidade não apresentou diferença estatística para os dois períodos analisados (Tabela 10). Foi notável a mortalidade de árvores no Baixa Diversidade entre dezembro de 2007 e janeiro de 2010, tanto no Nitossolo quanto no Argissolo (Tabela 10), indicando um processo natural de auto desbaste do povoamento.

Tabela 9 – Família, nome científico e densidade de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em janeiro de 2010

Família	Nome Científico	Nitossolo		Argissolo		
		B. Div.	Alt. Div.	Controle	B. Div.	Alt. Div.
		árvores ha ⁻¹				
Fab. Mimosoideae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	425	75	--	558	33
Fab. Faboideae	<i>Schizolobium parahyba</i>	333	75	--	367	8
Fab. Faboideae	<i>Lonchocarpus cultratus</i>	75*	33*	--	--	--
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	50*	8*	--	--	--
Fab. Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	42*	33	--	--	--
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop	17*	--	--	--	--
Apocynaceae	<i>Peschiera fuchsiaefolia</i>	8*	8*	25*	225*	17*
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	8*	--	--	--	8
Bombacaceae	<i>Chorisia speciosa</i>	8	--	--	--	--
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	--	8*	508*	517*	758*
Caesalpinaceae	<i>Peltophorum dubium</i> Taub.	--	--	--	33*	8*
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc	--	--	--	25*	--
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	--	42	--	8	142
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> L.	--	--	--	8*	25*
Caabaceae	<i>Celtis laevigata</i> Sugarberry	--	--	--	8*	8*
Rutaceae	<i>Citrus sp</i>	--	--	--	8*	--
	<u>Indeterminada</u>	--	--	--	8*	--
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Sprengel)	--	--	--	8*	--
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> SW	--	--	17*	--	--
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	--	267	--	--	67
Fab. Caesalpinoideae	<i>Hymenea courbaril</i> (stilbocarpa)	--	117	--	--	67
Fab. Faboideae	<i>Machaerium stipitatum</i>	--	67	--	--	67
Fab. Mimosoideae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	--	67	--	--	25
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	--	58	--	--	50
Fab. Caesalpinoideae	<i>Copaifera langsdorfii</i>	--	50	--	--	17
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachia</i>	--	50	--	--	8
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (St.- Hil)	--	50*	--	--	--
Fab. Faboideae	<i>Pterogyne nitens</i>	--	42	8*	--	8
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	--	33	--	--	17
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	--	33	--	--	17
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i>	--	25	--	--	33
Fab. Faboideae	<i>Dipteryx alata</i>	--	25	--	--	33
Fab. Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	--	25	--	--	17
Fab. Faboideae	<i>Ormosia arborea</i>	--	25	--	--	17
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i>	--	17	--	--	8
Fab. Mimosoideae	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth	--	17*	--	--	8*
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	--	17	--	--	--
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	--	8	--	--	8
Fab. Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i>	--	8	--	--	8
Verbenaceae	<i>Aegiphylia sellowiana</i>	--	8	--	--	--
Fab. Faboideae	<i>Poecilante parviflora</i>	--	8	--	--	--
Fab. Mimosoideae	<i>Inga laurina</i> (SW.) Willd.	--	8*	--	--	--
Bignoniaceae	<i>Zeyheiria tuberculosa</i>	--	8	--	--	--
NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES		9	32	4	12	27

B. Div. = Baixa Diversidade; Alt. Div. = Alta Diversidade. * Indivíduos provenientes da regeneração natural.

Tabela 10 – Densidade, mortalidade e recrutamento de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em dezembro de 2007 e janeiro de 2010

Tratamentos	Nitossolo vermelho				Argissolo vermelho-amarelo			
	Dez/2007	Jan/2010	Mortas	Recrutadas	Dez/2007	Jan/2010	Mortas	Recrutadas
	árvores ha ⁻¹							
Controle ^{ns}	0 b	0 b	0 b	0 b	600 b	558 b	50 b	8 b
Baixa Diversidade ^{ns}	1.158 a	967 a	208 a	17 a	1.958 a	1.775 a	267 a	83 a
Alta Diversidade ^{ns}	1.267 a	1.292 a	0 b	25 a	1.500 a	1.483 a	25 b	8 b

ns = diferença da densidade não significativa na mesma linha e área experimental; médias seguidas por letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$)

No Baixa Diversidade do Argissolo, apesar da alta mortalidade, houve o bom recrutamento de indivíduos e espécies (Tabela 10). Foram nove espécies provenientes da regeneração natural, com um recrutamento estimado em 83 árvores > de 2 cm de DAP por hectare. Esse bom recrutamento não ocorreu para este mesmo tratamento no Nitossolo e pode ser atribuída à maior ocorrência de gramíneas invasoras nesta área, bem como a uma possível menor disponibilidade de propágulos.

Para ambos os solos, a redução no número de espécies no Alta Diversidade (Tabela 1 e 9), demonstra que na restauração do sistema florestal a introdução de um número elevado de espécies na fase inicial pode não garantir a sustentabilidade futura. A sustentabilidade futura da área a ser restaurada pode estar muito mais relacionada a fatores como a competição por recursos com espécies invasoras (FUNK; VITOUSEK, 2007), ao manejo intensivo durante o estabelecimento (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010), ou a outros fatores.

Na Tabela 1 que tem as espécies plantadas no Alta Diversidade algumas merecem destaque na discussão, por exemplo, a *Euterpe edulis* que é amplamente reconhecida como uma espécie chave na Mata Atlântica (CASTRO; GALETTI; MORELLATO, 2007; FADINI et al., 2009). O seu estabelecimento e desenvolvimento, muito ligado as condições favoráveis de microssítio (NOGUEIRA JUNIOR; FISCH; BALLESTERO, 2003), na fase inicial de uma restauração é praticamente nulo, com uma probabilidade de sucesso muito remota. Já a introdução desta espécie numa segunda fase da restauração, logo após fechamento de copas e formação de microssítios favoráveis, pode aumentar a probabilidade de estabelecimento e desenvolvimento. Após o décimo ano de experimento foi observada a regeneração natural (banco de plântulas) desta espécie no Alta Diversidade no Argissolo, proveniente de sementes

dispersas a partir da floresta nativa vizinha.

Outras espécies implantadas no Alta Diversidade (Tabela 1) que não apareceram na amostragem (Tabela 9) também devem ser cuidadosamente consideradas quanto à inclusão na fase inicial de uma restauração. Por exemplo, *Allophylus edulis*, *Esenbeckia febrifuga*, *Eugenia pyriformis*, *Cariniana estrellensis*, *Aspidosperma polyneuron* e *Zeyheiria tuberculosa*. Isto por que a mortalidade pode estar ligada ao manejo dos talhões e a ocorrência de geada no ano de 2000 (ENGEL, comunicação pessoal). Já outras que tiveram desenvolvimento lento (*Copaifera langsdorfii* e *Poecilante parviflora*) demonstram que o sistema tradicional de manejo, normalmente empregado em restauração, pode afetar a performance individual de algumas espécies.

Na análise conjunta dos dados, excluindo-se o tratamento Controle, tanto em área basal à altura do peito (ABP) quanto em média da altura total, em doze anos o Baixa Diversidade teve um melhor desempenho do que o Alta Diversidade (Tabela 11). O Baixa Diversidade foi instalado no sistema/método de semeadura direta (Material e Métodos), o qual mostrou um bom desempenho no processo inicial de desenvolvimento florestal (ENGEL; PARROTTA, 2001; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008). Neste sistema/método a semeadura pode ocorrer alguns meses antes do plantio das mudas, antecipando o crescimento inicial das árvores e a adaptação ao ambiente.

Tabela 11 – Área basal a altura do peito (ABP) e média da altura total de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em duas áreas experimentais e em dois modelos de reflorestamento

Parâmetros	N	Modelos de reflorestamento		Áreas experimentais	
		Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Nitossolo	Argissolo
ABP (m ² ha ⁻¹)	360	28,20 a ± 1,48	15,73 b ± 0,91	20,72 b ± 1,12	23,22 a ± 1,27
Altura total (m)	216	8,42 a ± 0,25	6,71 b ± 0,22	7,95 a ± 0,27	7,16 b ± 0,21

Médias (± erro padrão) seguidas por letras iguais na mesma linha, modelos de reflorestamento e áreas experimentais não se diferenciam pelo teste de Tukey (P≤0,05); N = número de amostras.

Em uma região de Floresta Estacional Semidecidual, Souza e Batista (2004) investigaram a influência da idade e do desenho da restauração sobre a estrutura florestal. Para dois modelos de dez e nove anos e diversidade de 42 e 39 espécies, que combinam diferentes proporções entre pioneiras e não-pioneiras, estes autores encontraram densidades de 1.528 e 1.661 árvores ha⁻¹ e ABP de 22,4 e 24,9 m² ha⁻¹, respectivamente. Dados semelhantes aos do Baixa Diversidade e Alta Diversidade

(Tabelas 10 e 11).

O Nitossolo apresentou um desempenho quantitativo e qualitativo (Tabelas 9, 10 e 11) que está fortemente relacionado à presença de gramíneas invasoras no estrato herbáceo/arbustivo, que ocorreu desde a instalação do experimento (ENGEL; PARROTTA, 2001). As espécies invasoras com alta eficiência no uso de recursos a curto prazo têm melhor desempenho que espécies nativas e em longo prazo não têm desvantagens, persistindo sob contínua baixa disponibilidade de recursos, como luz, nitrogênio e água (FUNK; VITOUSEK, 2007). De qualquer maneira a qualidade do sítio no Nitossolo influencia na altura total das árvores (Tabela 11) e demonstra que a associação de espécies no Alta Diversidade tem um grande potencial para desenvolvimento ao longo do tempo em solo de boa disponibilidade de nutrientes (Figuras 10 e 11).

No Argissolo houve diferenças significativas da ABP entre os tratamentos em todos os períodos de avaliação, sendo o Baixa Diversidade superior ao Alta Diversidade e ao Controle (Figura 10). A ABP no Baixa Diversidade comparada ao Alta Diversidade foi mais que o dobro e dez vezes maior que no Controle, isto para os cinco períodos de avaliação. Este fato demonstra o bom desempenho do Baixa Diversidade em solo de média fertilidade. Todavia, o ritmo de incremento em ABP começou a se estabilizar. No Nitossolo o Baixa Diversidade apresentou um desempenho inferior ao detectado no Argissolo, não se diferenciando do Alta Diversidade, o qual teve um melhor desempenho do que o apresentado no Argissolo.

A média em altura das árvores só apresentou diferenças estatísticas no Argissolo, sendo a média em altura do Controle menor que a do Baixa Diversidade e a do Alta Diversidade (Figura 11). Pela média da altura das árvores no Nitossolo visualiza-se um incremento maior que no Argissolo, sendo que o maior incremento médio, entre junho de 2008 a janeiro de 2010, ocorreu no tratamento Baixa Diversidade no Nitossolo. No Argissolo, assim como para a ABP, o incremento em altura no Baixa Diversidade também começou a se estabilizar.

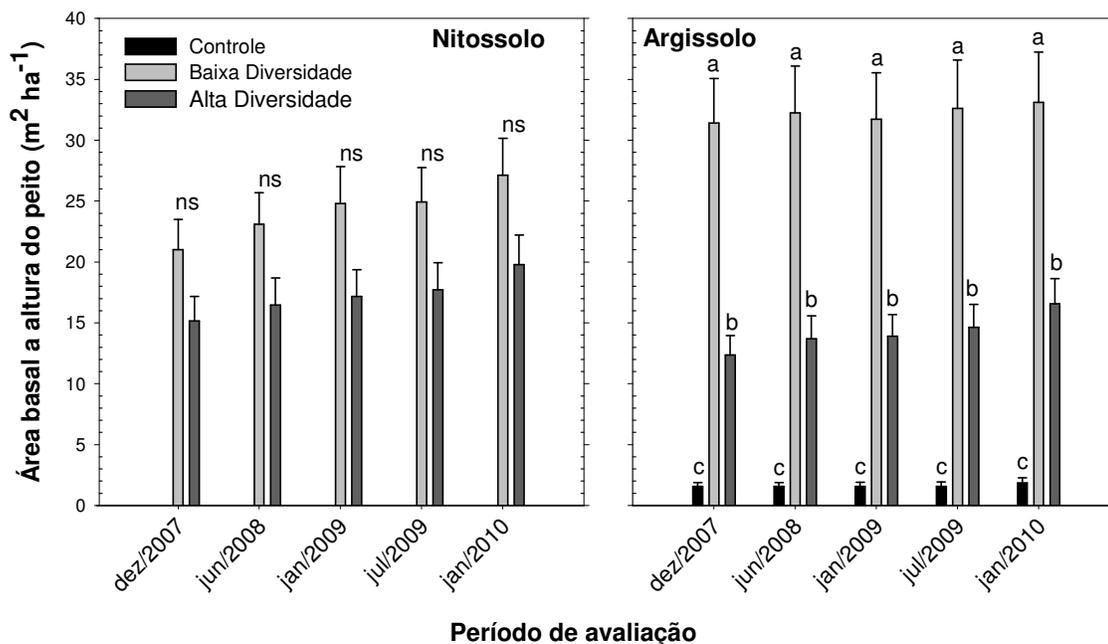


Figura 10 – Área basal a altura do peito (ABP) em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em cinco períodos de avaliação. Barras (\pm erro padrão) com letras iguais no mesmo período e área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). ns = diferenças não significativas

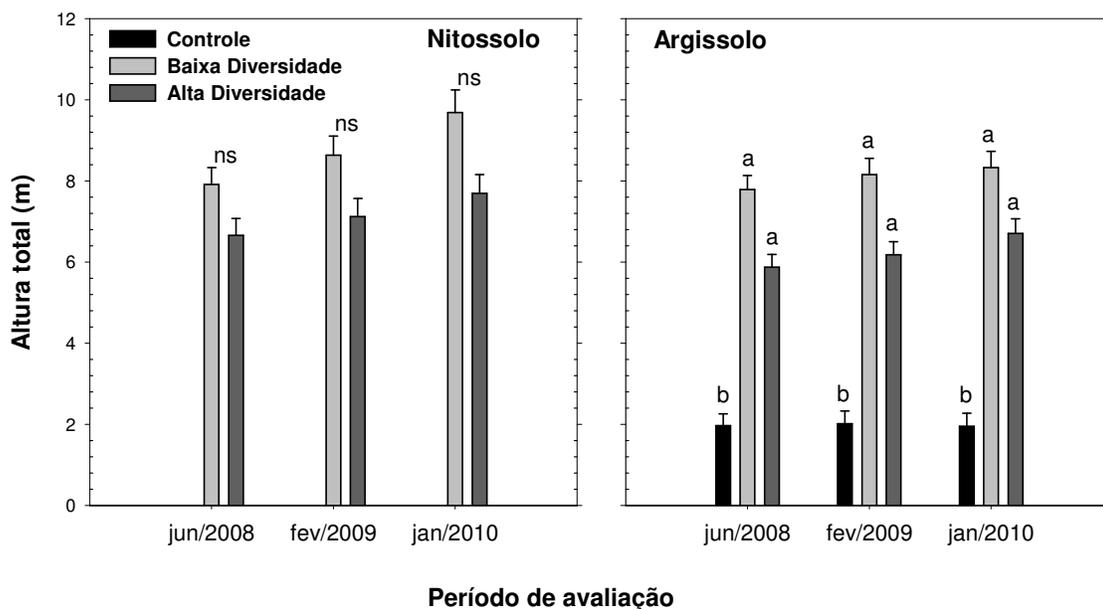


Figura 11 – Altura total das árvores em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em três períodos de avaliação. Barras (\pm erro padrão) com letras iguais no mesmo período e área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). ns = diferenças não significativas

Para ambas as áreas, o tratamento Baixa Diversidade apresentou maiores coeficientes de correlação entre o DAP e a altura total do que o Alta Diversidade (Figura 12). As árvores no Nitossolo apresentaram uma menor correlação linear entre DAP e altura total quando comparadas às árvores no Argissolo. Observando a relação alométrica das árvores nos modelos de reflorestamento, nota-se no Baixa Diversidade uma presença de indivíduos mais altos para as duas áreas, vide a linha tracejada na Figura 12, que indica a altura máxima das árvores no Alta Diversidade. Isso pode ser atribuído especialmente ao *Schizolobium parahyba*, que possui um grande número de indivíduos com mais de 15 m e que chegam até 24 m de altura. As maiores árvores no Alta Diversidade chegaram a 17 m de altura no Nitossolo e a 16,5 m no Argissolo. No Controle a altura máxima foi de 5,8 m. Nos dois modelos de reflorestamento observa-se um grande número de árvores com DAP maior que 20 cm, já ocorrendo algumas árvores de grande porte, com mais de 30 cm (Figura 12). No Controle, apenas uma árvore chegou a 13,4 cm de DAP, as demais ficaram entre 2 e 8,1 cm.

Esta edificação florestal dos modelos de reflorestamento começa a apresentar condições favoráveis para espécies mais tardias da sucessão secundária. O Baixa Diversidade no Argissolo serve de exemplo da criação de novos microssítios com condições favoráveis, os quais podem servir de local para a introdução ou regeneração natural de mais espécies. Neste modelo, o surgimento de microssítios se deve, principalmente, à contínua mortalidade de indivíduos (Tabela 10) do *Enterolobium contorstisiliquum*, que pode ser atribuída ao ataque de um fungo de floema. De alguma forma a mortalidade do *Enterolobium contorstisiliquum* pode vir a favorecer a dinâmica da sucessão ecológica, bem como a ciclagem de nutrientes. De fato a diversidade de espécies na restauração é necessária e desejável (KAGEYAMA et al., 2008; SOUZA; BATISTA, 2004; RODRIGUES et al., 2009), mas ela pode ser introduzida com sucesso após o estabelecimento da cobertura florestal (MCNAMARA et al., 2006). Assim, aproveita-se microssítios favoráveis ao desenvolvimento de espécies mais sensíveis à disponibilidade de recursos, como água, luz e nutrientes.

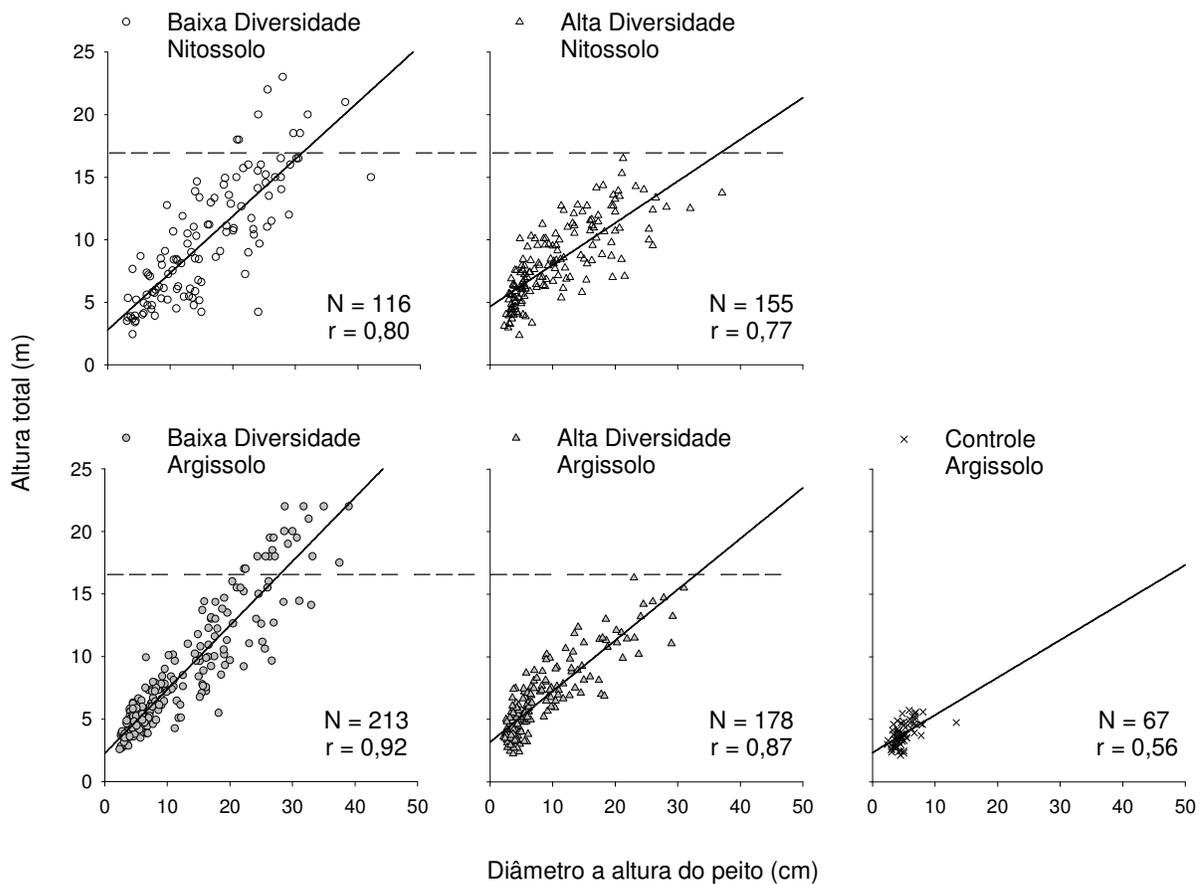


Figura 12 – Relação entre altura total e diâmetro a altura do peito das árvores em diferentes tratamentos e áreas experimentais; N = número de árvores avaliadas; r = coeficiente de correlação linear de Pearson. A linha tracejada indica a altura máxima das plantas no tratamento Alta Diversidade. Dados da avaliação de janeiro de 2010

Mesmo com menor disponibilidade de nutrientes comparado ao Nitossolo, no Argissolo o Baixa Diversidade apresentou bom desempenho em termos quantitativos e qualitativos (Tabelas 9, 10 e 11 e Figuras 10, 11 e 12). A maior densidade de árvores e maior ABP esta associada a forte ocorrência de regeneração natural de *Psidium guajava* e de *Peschiera fuchsiaefolia*. O aumento na diversidade de espécies pode estar também relacionado a estas duas espécies, que são atrativas para a avifauna (ROSA, 2003).

Para o Argissolo, após o sétimo ano, Siddique et al. (2008) demonstraram que o Baixa Diversidade teve uma abundância de árvores fixadoras de N_2 e teor de nitrato no solo seis vezes maior e uma relação de C:N na serapilheira 22% menor que o Alta Diversidade. Além disso, no Baixa Diversidade o *Psidium guajava* e *Peschiera*

fuchsiaefolia tiveram maior concentração de N foliar e alta proporção de reabsorção de P. Isto corrobora o melhor desempenho da associação de espécies no Baixa Diversidade, que pode ser atribuído a eficiência no uso de recursos (assimilação de carbono por unidade de recurso), principalmente nutrientes, mais escassos no Argissolo.

No Nitossolo ocorreu um menor índice de área foliar (IAF) para o Baixa Diversidade, quando comparado ao Alta Diversidade (Figura 13). No Argissolo o IAF foi similar entre os dois modelos de reflorestamento e menor no Controle. Comparando os sítios, o IAF do Alta Diversidade foi semelhante no Nitossolo e no Argissolo. Entretanto, o IAF do Baixa Diversidade no Argissolo foi maior que no Nitossolo. Isto pode ser explicado pela grande presença de *Psidium guajava* e *Peschiera fuchsiaefolia* (Tabela 9), que compõem o estrato médio do dossel florestal no Baixa Diversidade do Argissolo.

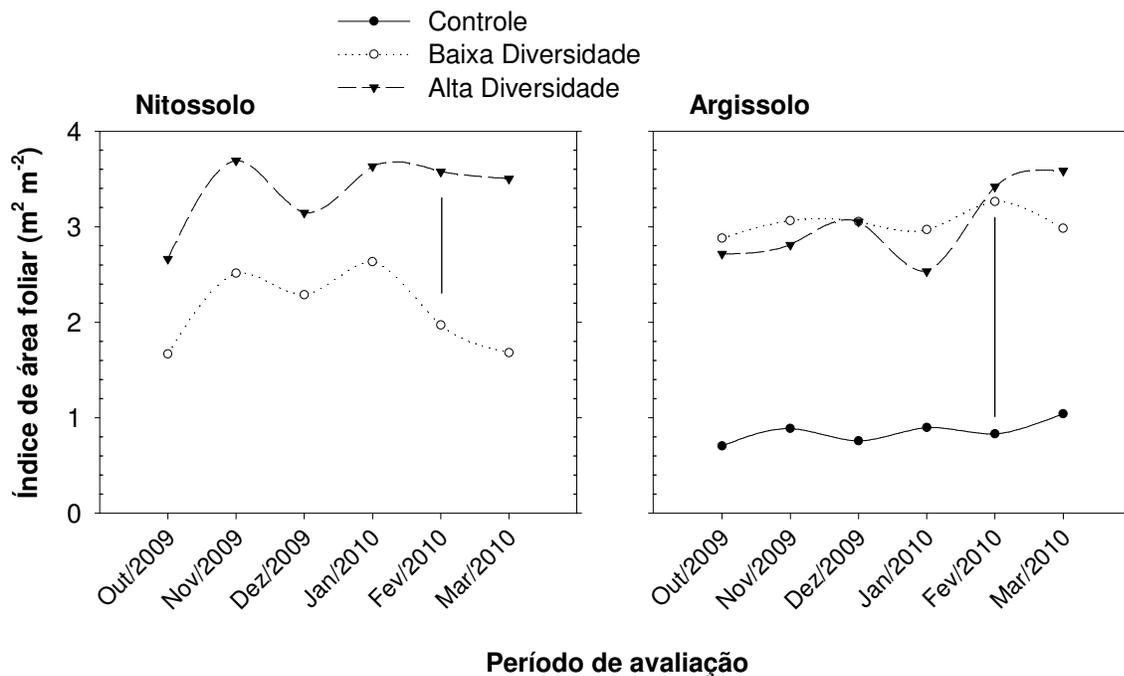


Figura 13 – Índice de área foliar em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em seis períodos de avaliação; barra na vertical = diferença mínima significativa entre os tratamentos

Outros pontos importantes a destacar são as diferenças de sazonalidade entre os tratamentos e entre as áreas, e o ritmo de perda de folhas. Por exemplo, o Baixa Diversidade no Argissolo tem uma menor variação no IAF ao longo do período avaliado,

indicando menor perda de folhas pelo dossel, provavelmente devido à presença do *Psidium guajava* e *Peschiera fuchsiaefolia* no estrato médio, e também pela presença de uma maior quantidade de lianas. O ritmo de perda de folha foi diferente entre as áreas para o Alta Diversidade, sendo que no Nitossolo ocorreu um acentuado decréscimo em dezembro e no Argissolo isto ocorreu em janeiro.

No Nitossolo, pela sua boa fertilidade, também pode estar ocorrendo uma maior eficiência no uso de recursos para algumas espécies do Alta Diversidade. Como, *Schinus terebinthifolius*, *Piptadenia gonoacantha*, *Parapiptadenia rigida*, *Croton floribundus*, *Schizolobium parahyba*, *Citharexylum myrianthum*, *Centrolobium tomentosum*, *Luehea divaricata*, *Machaerium stipitatum* e *Hymenea courbaril*. O que resulta no maior IAF (Figura 13), com conseqüente fechamento de copas e supressão de gramíneas invasoras, catalisando o processo de restauração (PARROTTA; TURNBULL; NORMAN, 1997). Campoe, Stape e Mendes (2010) reclassificaram algumas espécies nativas quanto ao seu ritmo de crescimento, onde algumas eram consideradas de crescimento lento e intermediário, e que sob manejo intensivo que inclui a adequada fertilização, passam a ser consideradas de crescimento rápido.

Considera-se que na restauração ecológica da Mata Atlântica a criação de uma estrutura capaz de manter um sombreamento permanente é o passo mais importante, especialmente em áreas dominadas por gramíneas (RODRIGUES et al., 2009). Neste sentido o Baixa Diversidade mostrou melhor estrutura vertical e horizontal, levando ao aumento no número de espécies, boa densidade e recrutamento inicial de árvores, quando comparado ao Alta Diversidade e ao Controle. Já o fato do IAF do tratamento Baixa Diversidade ser menor que o do Alta Diversidade no Nitossolo, e ser semelhante para os dois modelos de reflorestamento no Argissolo, sugere-se que nos primeiros dez anos a associação de espécies no Baixa Diversidade foi mais efetiva na edificação do componente florestal em áreas em processo de restauração.

4.3 Biomassa arbórea, produtividade primária líquida e estoque de carbono

A distribuição de biomassa seca entre os subcompartimentos das 60 árvores avaliadas pelo método direto teve uma grande variação (Figura 14). Do total de 4.260,12 kg, os galhos/ramos representaram 38,4; o tronco 33,4; as raízes 19,8 e as folhas 8,4%. As espécies *Piptadenia gonoacantha*, *Parapiptadenia rigida*, *Schinus terebinthifolius*, *Croton floribundus*, *Schizolobium parahyba* e *Citharexylum myrianthum* (Figura 14) apresentaram uma grande capacidade de produção de biomassa seca, as quais podem ser recomendadas para projetos de reflorestamento que visam o seqüestro de carbono plantando espécies nativas da Mata Atlântica.

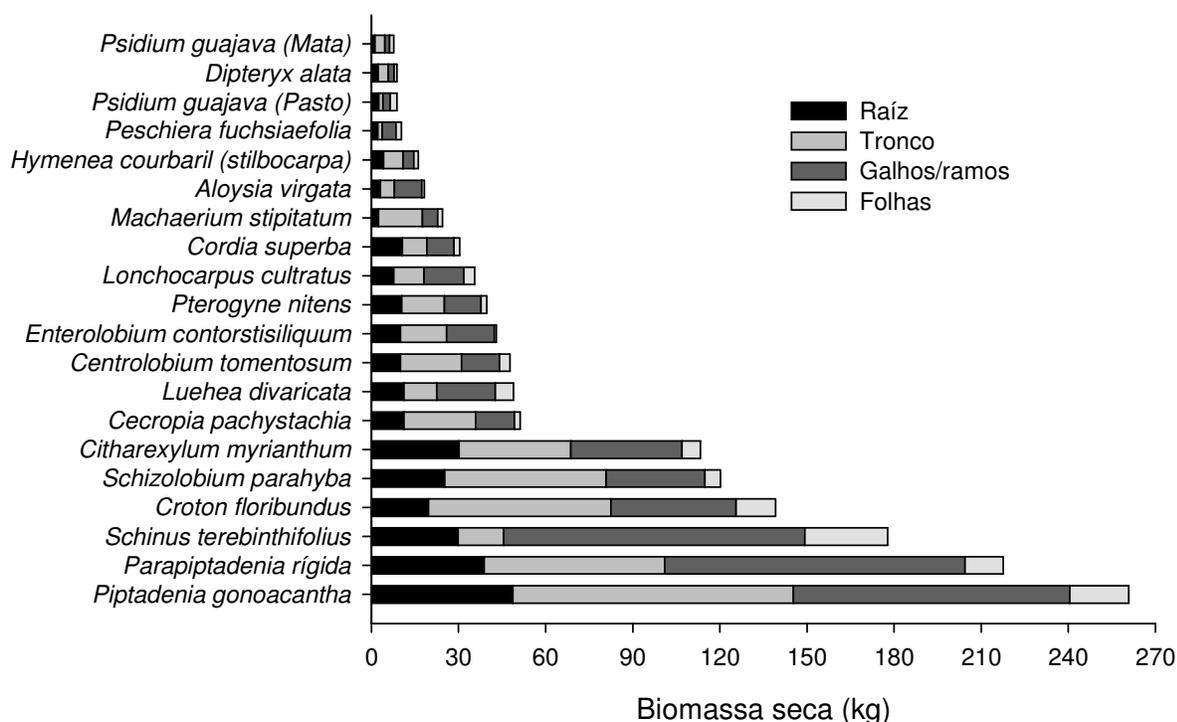


Figura 14 – Biomassa seca total de 19 espécies (média de três indivíduos por espécie)

A densidade básica do tronco (DB) com uma média de $0,43 \text{ g cm}^{-3}$, variou de 0,27 no *Enterolobium contortisiliquum* até 0,60 na *Aloysia virgata* (Tabela 12). O teor de carbono teve uma média de $0,50 \text{ g C g}^{-1}$ de biomassa seca, variando de 0,46 nas folhas da *Cecropia pachystachia*, *Cordia superba* e *Peschiera fuchsiaefolia* até 0,53 nos

galhos/ramos da *Peschiera fuchsiaefolia* (Tabela 12). Com uma média de $0,509 \text{ g C g}^{-1}$ de biomassa seca o tronco foi o subcompartimento com maior teor de carbono, seguido pelos galhos/ramos com $0,507$, pela raiz com $0,5$ e pelas folhas com $0,481$.

Tabela 12 – Densidade básica do tronco e teor de carbono nos subcompartimentos da biomassa arbórea de 19 espécies (n = 3) usadas em reflorestamentos da Mata Atlântica

Espécie	Densidade básica	Folhas	Galhos / Ramos	Tronco	Raiz
	g cm^{-3}	g de carbono g^{-1} de biomassa seca			
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0,27	0,50	0,52	0,51	0,50
<i>Schizolobium parahyba</i>	0,28	0,50	0,50	0,51	0,51
<i>Cordia superba</i>	0,32	0,46	0,50	0,51	0,49
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,34	0,47	0,50	0,51	0,50
<i>Croton floribundus</i>	0,37	0,47	0,51	0,51	0,51
<i>Peschiera fuchsiaefolia</i>	0,37	0,49	0,53	0,51	0,51
<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,38	0,49	0,51	0,51	0,51
<i>Cecropia pachystachia</i>	0,39	0,46	0,51	0,51	0,49
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	0,41	0,48	0,51	0,50	0,49
<i>Luehea divaricata</i>	0,42	0,47	0,49	0,48	0,49
<i>Pterogyne nitens</i>	0,48	0,48	0,51	0,51	0,49
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,49	0,49	0,51	0,51	0,50
<i>Centrolobium tomentosum</i>	0,49	0,48	0,51	0,52	0,49
<i>Dipteryx alata</i>	0,49	0,49	0,51	0,52	0,50
<i>Psidium guajava</i>	0,50	0,49	0,52	0,51	0,52
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,50	0,48	0,50	0,52	0,51
<i>Hymenea courbaril (stilbocarpa)</i>	0,53	0,49	0,51	0,51	0,50
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,55	0,49	0,51	0,51	0,51
<i>Aloysia virgata</i>	0,60	0,46	0,50	0,50	0,50

Definição das equações alométricas

As onze equações alométricas selecionadas (Tabela 13) subestimaram ou superestimaram a biomassa seca acima do solo ($B^A S$) das árvores avaliadas pelo método direto, que no total foi $3.414,56 \text{ kg}$. A nossa maior preocupação foi em selecionar modelos de equações que melhor se correlacionassem com os dados reais. Nesta direção, correlacionamos os dados reais com os dados estimados. As duas equações que melhor se correlacionaram foram as apresentadas por Saldarriaga et al. (1988) e por Overman et al. (1994) (Tabela 13 e Figura 15). Embora a equação de Saldarriaga et al. (1988) subestimou a $B^A S$ ela apresentou uma boa correlação com a biomassa seca real. A equação apresentada por Overman et al. (1994) apresentou uma

boa estimativa e correlação.

Tabela 13 – Biomassa seca acima do solo de 60 árvores de 19 espécies arbóreas estimada por diferentes modelos de equações alométricas

Fonte	Equações alométricas	Biomassa estimada
		Kg
Saldarriaga et al. (1988)	$Y = 0,876 \cdot \ln(\text{DAP}^2) + 0,604 \cdot \ln(\text{AT}) + 0,871 \cdot \ln(\text{DB}) - 1,086$	2.729,53
¹ Saldarriaga et al. (1988)	$Y = 1,047 \cdot \ln(\text{DAP}^2) + 0,572 \cdot \ln(\text{AT}) + 0,931 \cdot \ln(\text{DB}) - 1,98$	2.574,94
Brown et al. (1989)	$Y = 34,4703 - 8,0671 \cdot (\text{DAP}) + 0,6589 \cdot (\text{DAP}^2)$	2.772,92
Brown et al. (1997)	$Y = 21,297 - 6,953 \cdot (\text{DAP}) + 0,740 \cdot (\text{DAP}^2)$	3.354,12
² Overman et al. (1994)	$Y = 1,239 \cdot \ln(\text{DAP}^2) + 1,106 \cdot \ln(\text{DB}) - 1,322$	3.349,96
Overman et al. (1994)	$Y = 1,002 \cdot \ln(\text{DAP}^2 \cdot \text{AT}) - 3,555$	2.577,03
Overman et al. (1994)	$Y = 0,99 \cdot \ln(\text{DAP}^2 \cdot \text{AT} \cdot \text{DB}) - 2,885$	1.921,96
Nelson et al. (1999)	$Y = 2,4128 \cdot \ln(\text{DAP}) - 1,9968$	3.692,10
Nelson et al. (1999)	$Y = -1,8985 + 2,1569 \cdot \ln(\text{DAP}) + 0,3888 \cdot \ln(\text{AT}) + 0,7218 \cdot \ln(\text{DB})$	2.595,50
Chave et al. (2005)	$Y = -2,977 + \ln(\text{DB} \cdot \text{DAP}^2 \cdot \text{AT})$	1.885,12
Chave et al. (2005)	$Y = \text{DB} \cdot \exp(-1,499 + 2,1481 \cdot \ln(\text{DAP}) + 0,207 \cdot (\ln(\text{DAP}))^2 - 0,0281 \cdot (\ln(\text{DAP}))^3)$	3.356,79

Onde: DAP = diâmetro a altura do peito; AT = altura total; DB = densidade básica da madeira; ¹ e ² = modelos de equações seleccionadas.

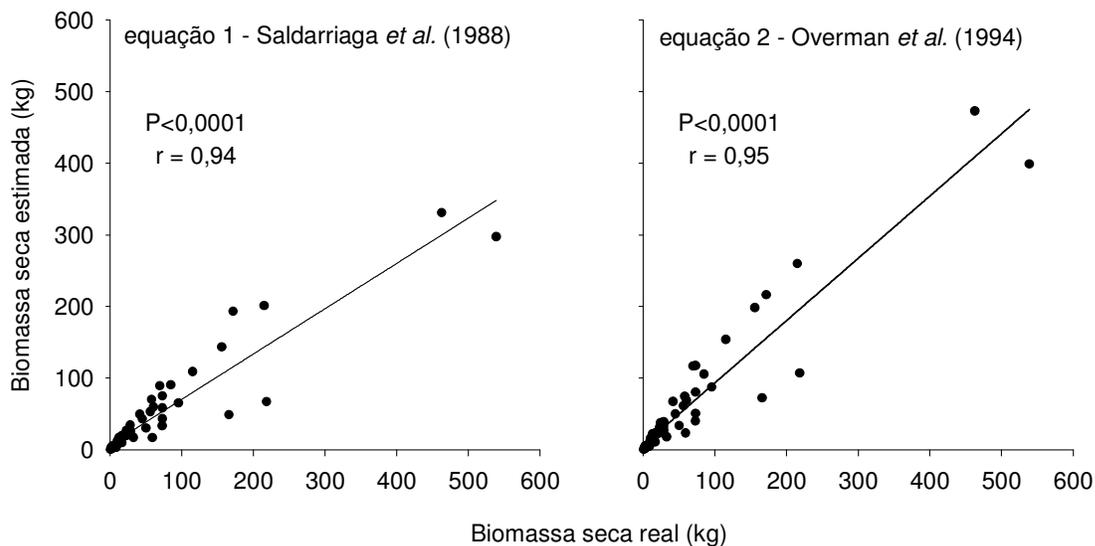


Figura 15 – Correlação entre a biomassa seca acima do solo (B^A_S) estimada por duas equações alométricas e a biomassa seca real de 60 árvores de 19 espécies arbóreas; equação 1 = $1,047 \cdot \ln(\text{DAP}^2) + 0,572 \cdot \ln(\text{AT}) + 0,931 \cdot \ln(\text{DB}) - 1,98$; equação 2 = $1,239 \cdot \ln(\text{DAP}^2) + 1,106 \cdot \ln(\text{DB}) - 1,322$; DAP = diâmetro a altura do peito; AT = altura total; DB = densidade básica da madeira; P = probabilidade $> |r|$; r = coeficiente de correlação linear de Pearson

As duas equações utilizam o DAP^2 como uma das variáveis preditoras, todavia a ABP teve uma maior correlação entre a biomassa seca acima do solo do que o DAP (Figura 16). Assim a ABP foi selecionada para ser a variável preditora juntamente com a densidade básica (DB) e a altura total (AT).

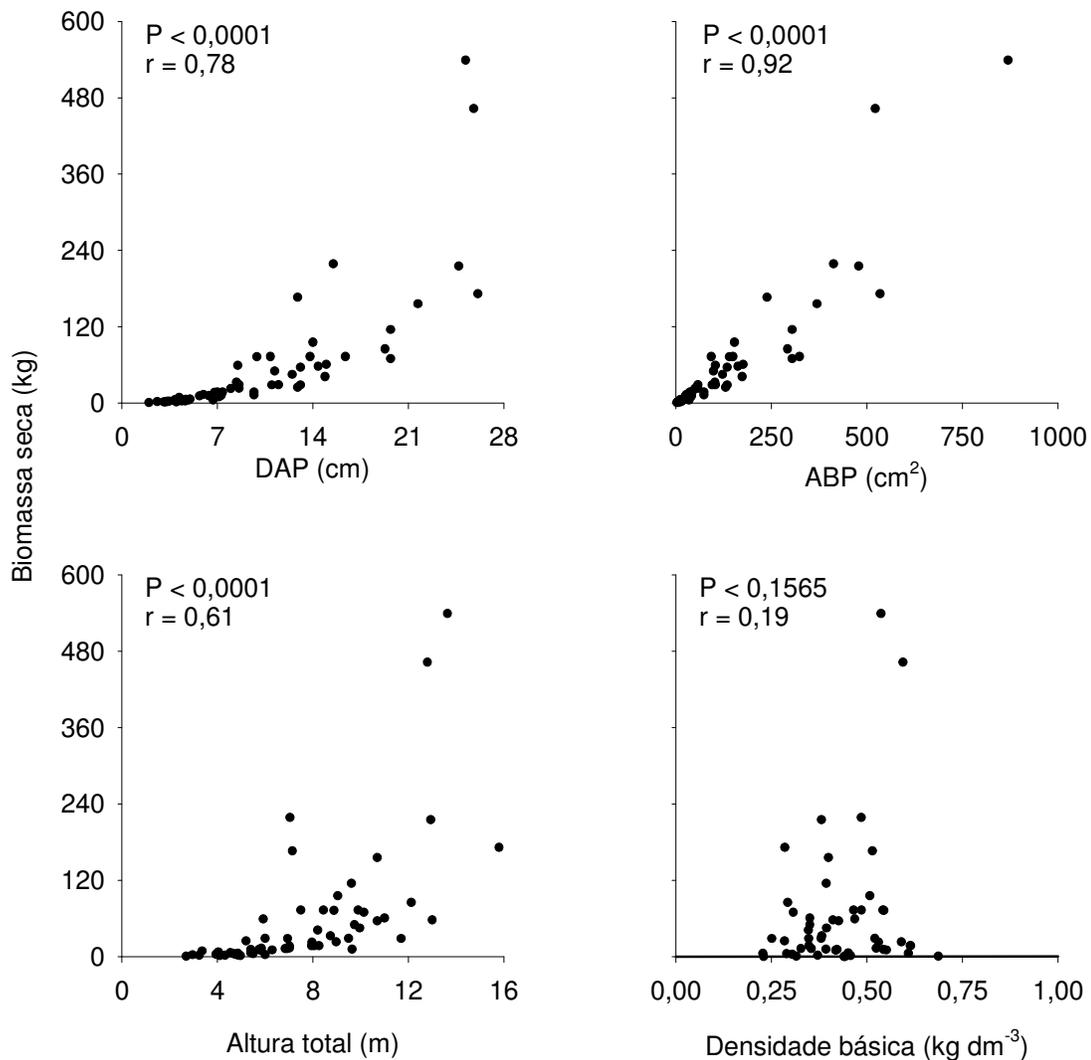


Figura 16 – Correlação entre a biomassa seca acima do solo e o diâmetro a altura do peito (DAP), a área basal a altura do peito (ABP), a altura total e a densidade básica do tronco de 60 árvores de 19 espécies. P = probabilidade $> |r|$; r = coeficiente de correlação linear de Pearson

Espécies lenhosas apresentam diferentes padrões alométricos, arquitetura e DB (Figuras 12 e 16), que influenciam a distribuição de massa entre os subcompartimentos conforme a espécie e a estatura da árvore (COLE; EWEL, 2006). Os dois modelos de

equações aqui usados (Tabela 13) foram desenvolvidos para espécies da sucessão secundária da Floresta Amazônica. Nelson et al. (1999) aplicaram essas duas equações alométricas em uma mistura de 132 árvores de oito espécies e obtiveram boas estimativas de biomassa. Mesmo sendo difícil a medição de árvores altas, a AT se apresenta como uma importante variável indicadora de qualidade de sítio (Figura 11) e juntamente com o DAP (Figura 12) define o padrão estrutural de sistemas florestais. Segundo Nelson et al. (1999), a DB pode influenciar na superestimativa da biomassa arbórea, fato aqui não observado (Figuras 15 e 17), mas quando associada ao DAP e a AT fornece boa predição.

Vieira et al. (2008), tendo como objetivo apresentar e discutir a melhor forma para estimar a biomassa viva acima do solo do componente árvore na Mata Atlântica, compararam quatro modelos de equações alométricas e observaram considerável variação entre as estimativas. Todavia, para estes autores os modelos pan tropicais de equações alométricas que usam DAP, altura e densidade da madeira, como a de Chave et al. (2005) (Tabela 13, equação $Y = - 2,977 + \ln(DB \cdot DAP^2 \cdot AT)$), podem ser seguramente usadas para estimar a biomassa arbórea acima do solo. Aqui, neste estudo, esta equação de Chave et al. (2005) foi a que apresentou menor estimativa da biomassa arbórea acima do solo. Isto talvez possa ter ocorrido devido o nosso estudo compreender árvores com padrões alométricos diferentes, indivíduos de menor porte e serem florestas jovens na fase inicial do reflorestamento.

Tabela 14 – Modelo de regressão para a estimativa da biomassa seca acima do solo ($B^A S$) das espécies arbóreas usadas em reflorestamentos da Mata Atlântica

Modelo de regressão	Coeficiente		Erro padrão	r^2	P > t
	símbolo	valor			
$B^A S = \alpha + \beta_1 \ln(ABP) + \beta_2 \ln(AT) + \beta_3 \ln(DB)$	α	-1,04985	0,21002	0,97	<0,0001
	β_1	1,05468	0,04806		
	β_2	0,33839	0,15229		
	β_3	1,07406	0,14310		
$B^A S = \alpha + \beta_1 \ln(ABP) + \beta_2 \ln(DB)$	α	-0,75190	0,16712	0,97	<0,0001
	β_1	1,14368	0,02746		
	β_2	1,08103	0,14793		

ABP = área basal a altura do peito; AT = altura total; DB = densidade básica da madeira.

A estimativa da $B^A S$ foi testada correlacionando-se os dados estimados com os dados reais (Figura 17). As duas equações alométricas se ajustaram bem aos dados reais, visto que a equação tendo a ABP, a AT e a DB como variáveis preditoras subestimou a $B^A S$ em 5,2% e a equação tendo a ABP e a DB subestimou em 4,3%.

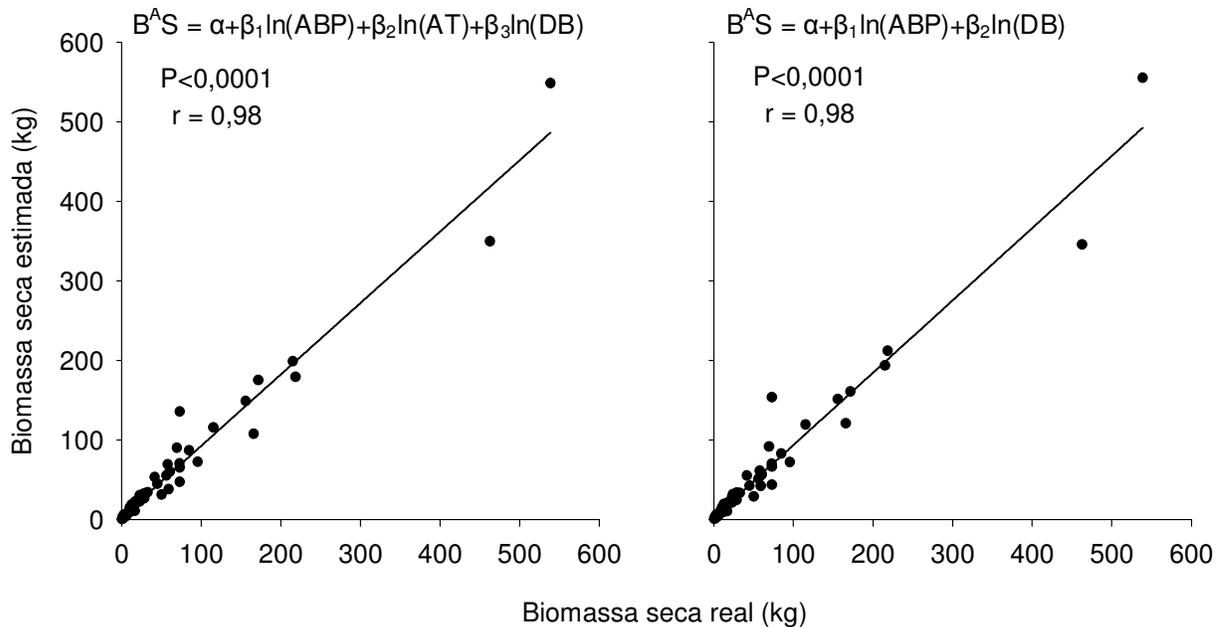


Figura 17 – Correlação entre a biomassa seca acima do solo ($B^A S$) estimada por duas equações alométricas e a biomassa real de 19 espécies arbóreas. ABP = área basal a altura do peito; AT = altura total; DB = densidade básica da madeira; α = intercepto; β_1 , β_2 e β_3 = coeficientes; \ln = logaritmo; P = probabilidade $> |r|$; r = coeficiente de correlação linear de Pearson

Na seleção de equação alométrica que melhor estime a biomassa arbórea seca abaixo do solo ($B_A S$) seguiram-se os mesmos procedimentos da $B^A S$. A ABP foi altamente correlacionada com a $B_A S$ (Figura 18), a qual juntamente com a DB permitiu o melhor ajuste dos dados reais com os dados estimados (Tabela 15 e Figura 19). Para a estimativa da $B_A S$, o modelo de equação que utiliza a ABP, AT e DB não foi selecionado visto a probabilidade (P) de $|t|$ ser maior que 0,05 para a variável AT. Assim, a única equação usada para estimar a $B_A S$ foi a que tem a ABP e a DB como variáveis preditoras (Tabela 15). A equação alométrica subestimou a biomassa real (845,56 kg) em 4,7%.

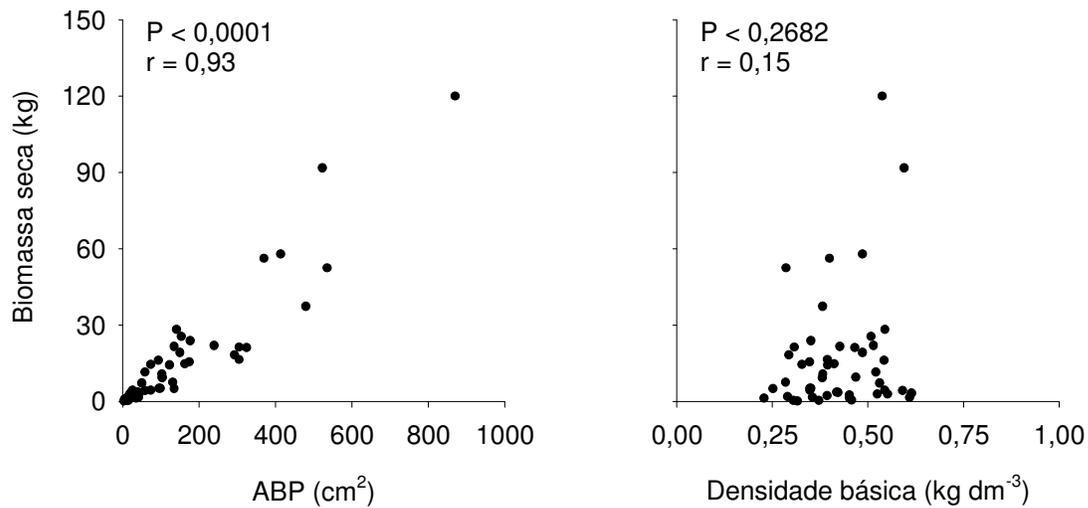


Figura 18 – Correlação entre a biomassa seca abaixo do solo e a área basal a altura do peito (ABP) e a densidade básica do tronco de 60 árvores de 19 espécies. P = probabilidade $> |r|$; r = coeficiente de correlação linear de Pearson

Tabela 15 – Modelo de regressão para a estimativa da biomassa seca abaixo do solo (BAS) das espécies arbóreas usadas em reflorestamentos da Mata Atlântica

Modelo de regressão	Coeficiente		Erro padrão	r^2	P > t
	símbolo	valor			
$B_{AS} = \alpha + \beta_1 \ln(ABP) + \beta_2 \ln(DB)$	α	-1,87075	0,25175	0,92	<0,0001
	β_1	1,08730	0,04132		<0,0001
	β_2	1,03700	0,22291		<0,0001

ABP = área basal a altura do peito; DB = densidade básica da madeira.

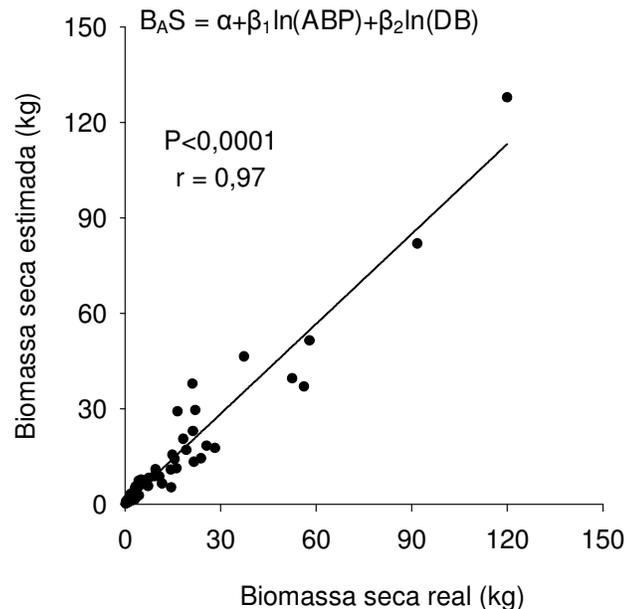


Figura 19 – Correlação entre a biomassa seca abaixo do solo (B_{AS}) estimada por equação alométrica e a biomassa seca real de 60 árvores de 19 espécies; ABP = área basal a altura do peito; DB = densidade básica da madeira; α = intercepto; β_1 e β_2 = coeficientes; \ln = logaritmo; P = probabilidade $> |r|$; r = coeficiente de correlação linear de Pearson

Por meio das equações alométricas selecionadas, testadas e aferidas, estimou-se a biomassa arbórea seca para o estande arbóreo apresentado no item 2.3.2 (composição e desenvolvimento de espécies). Para a estimativa da B_{AS} , nos dados coletados em dezembro de 2007 e julho de 2009 empregou-se a equação com ABP e DB, nos demais períodos empregou-se a equação com ABP, AT e DB (Tabela 14). Para a estimativa da B_{AS} empregou-se a equação com ABP e DB (Tabela 15).

Ao considerar as semelhanças entre as espécies usadas, o tipo de reflorestamento e o sítio de referência, as equações alométricas aqui desenvolvidas para misturas de espécies podem ser usadas numa escala global ou regional. Embora elas possam ser aplicadas no contexto da restauração da Mata Atlântica, para projetos de reflorestamento que visam serviços ambientais como o seqüestro de carbono, sugere-se a avaliação de alguns exemplares pelo método direto para inferir se equação a ser usada superestima ou subestima a biomassa arbórea (BROWN, 1997). Muito provavelmente as equações alométricas aqui calibradas e empregadas não apresentem boa estimativa para sítios com floresta nativa ou floresta pouco perturbada.

Na análise conjunta dos dados (Tabela 16), excluindo-se o tratamento Controle, tanto para a B^AS quanto para a B_AS a Baixa Diversidade teve um maior acúmulo de biomassa seca do que o Alta Diversidade. Até esses doze primeiros anos de ensaio as B^AS e B_AS não apresentaram diferenças significativas entre o Argissolo e o Nitossolo.

Tabela 16 – Biomassa seca acima (B^AS) e abaixo (B_AS) do solo de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes modelos de reflorestamento e áreas experimentais

Parâmetros	N	Modelos de reflorestamento		Áreas experimentais	
		Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Nitossolo	Argissolo
B ^A S (Mg ha ⁻¹)	360	82,07 a ± 4,52	62,75 b ± 4,31	69,95 a ± 4,49	74,88 a ± 4,34
B _A S (Mg ha ⁻¹)	360	19,97 a ± 1,06	15,73 b ± 1,03	17,25 a ± 1,06	18,45 a ± 1,03

Médias (± erro padrão) seguidas por letras iguais na mesma linha, modelos de reflorestamento e áreas experimentais não diferem entre si pelo teste de Tukey (P≤0,05); N = número de amostras.

A biomassa arbórea seca se mostrou como uma boa variável para a comparação entre modelos de reflorestamento em sítios de boa e média fertilidade (Figura 20). Na análise detalhada dos dados, o Argissolo foi o único que apresentou diferenças significativas entre os tratamentos para o estoque de B^AS e B_AS. No Nitossolo as diferenças entre os tratamentos não foram significativas para ambos os compartimentos.

No Nitossolo, mesmo com padrões estruturais diferentes, os dois modelos de reflorestamento são semelhantes em termos de B^AS e B_AS. De certa forma isto indica que a associação de espécies no Alta Diversidade se favorece da qualidade do sítio e pode proporcionar melhor supressão das gramíneas por meio de seu maior IAF (Figura 13), pelo melhor crescimento das espécies secundárias normalmente exigentes em fertilidade, como *Hymenea courbaril*, *Centrolobium tomentosum*, *Parapiptadenia rigida*, *Piptadenia gonoacantha*, *Luehea divaricata* e *Machaerium stipitatum*. No Nitossolo, a capacidade de supressão das gramíneas pode estar relacionada à boa ocorrência das espécies *Schinus terebinthifolius*, *Croton floribundus* e *Luehea divaricata* (Tabela 9), que possuem boa parte da biomassa nos galhos/ramos e folhas (Figura 14).

Pela B^AS e B_AS, considera-se que o modelo de reflorestamento com baixa diversidade de espécies promove uma estruturação florestal em um lapso temporal menor (Tabela 16 e Figura 12). Já o fato de não haver diferença significativa para a B^AS e B_AS entre o Nitossolo e o Argissolo pode levar a duas hipóteses: primeira, a

associação de espécies quando em condições de forte competição com gramíneas precisa ser composta por indivíduos/espécies que apresentem alta eficiência no uso de recursos disponíveis no sítio; segunda, um solo arenoso de média fertilidade promove interação do estrato arbóreo com o estrato herbáceo/arbustivo, levando a um melhor desenvolvimento florestal.

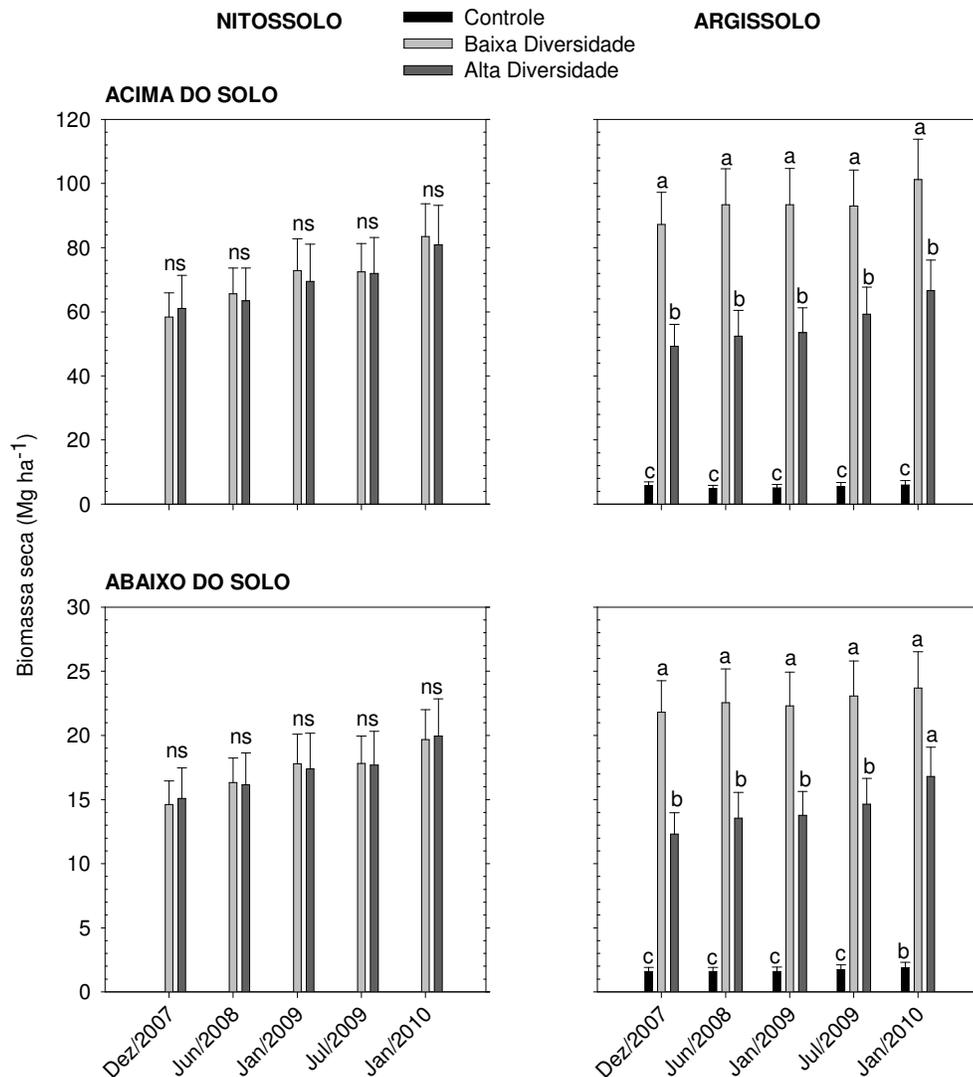


Figura 20 – Biomassa arbórea em diferentes tratamentos, compartimentos, áreas experimentais e períodos de avaliação. Barras (\pm erro padrão) com letras iguais no mesmo período, compartimento e área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$). ns = diferenças não significativas

Na análise conjunta dos dados (Tabela 17), excluindo-se o tratamento Controle, a produtividade primária líquida (PPL) não apresentou diferença significativa entre os modelos de reflorestamento e entre as áreas experimentais. Na comparação entre os períodos, a PPL está aumentando nos modelos de reflorestamento e no Nitossolo, e começou a se estabilizar no Argissolo.

Tabela 17 – Produtividade primária líquida (PPL) da biomassa seca acima do solo de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em dois períodos, diferentes modelos de reflorestamento e áreas experimentais

PPL – Período	N	Modelos de reflorestamento		Áreas experimentais	
		Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Nitossolo	Argissolo
Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
1997 – 2007 ^{ns}	72	6,77 b ± 0,82	5,13 b ± 0,80	5,55 b ± 0,83	6,34 a ± 0,79
2007 – 2010 ^{ns}	72	9,04 a ± 1,83	8,60 a ± 1,56	10,4 a ± 1,65	7,26 a ± 1,73

ns = diferenças não significativas na mesma linha entre os modelos de reflorestamento e entre as áreas experimentais; médias (± erro padrão) seguidas por letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey (P≤0,05); Período: 1997 – 2007 = março de 1997 a novembro de 2007; 1997 – 2010 = dezembro de 2007 a janeiro de 2010; N = número de observações.

Numa análise detalhada, constatou-se acréscimo entre os períodos para a PPL da B^AS em ambos os modelos de reflorestamento no Nitossolo, ou seja, a PPL está em ascensão (Tabela 18). No Argissolo a PPL da B^AS se estabilizou no tratamento Baixa Diversidade e aumentou no Alta Diversidade. Na Figura 21 estas informações ficam bem visíveis. No Nitossolo a PPL acumulada para ambos os modelos de reflorestamento foi similar para os dois períodos de avaliação e começou a partir de 2007 a apresentar uma maior ascensão.

Tabela 18 – Produtividade primária líquida (PPL) da biomassa seca acima do solo de árvores com diâmetro a altura do peito > 2 cm em diferentes áreas experimentais e tratamentos

PPL – Período	N	Nitossolo vermelho		Argissolo vermelho-amarelo		
		Baixa Diversidade	Alta Diversidade	Controle	Baixa Diversidade	Alta Diversidade
Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹						
1997 – 2007	36	5,43 aB ± 0,7	5,68 aB ± 1,0	0,48 cA ± 0,1	8,11 aA ± 0,9	4,57 bB ± 0,6
2007 – 2010	36	11,6 aA ± 1,8	9,16 aA ± 1,5	0,37 bA ± 0,4	6,48 aA ± 1,9	8,03 aA ± 1,6

Médias (± erro padrão) seguidas por letras minúsculas iguais na mesma linha e áreas experimentais e letras maiúsculas iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey (P≤0,05); Período: 1997 – 2007 = março de 1997 a novembro de 2007; 1997 – 2010 = dezembro de 2007 a janeiro de 2010; N = número de observações.

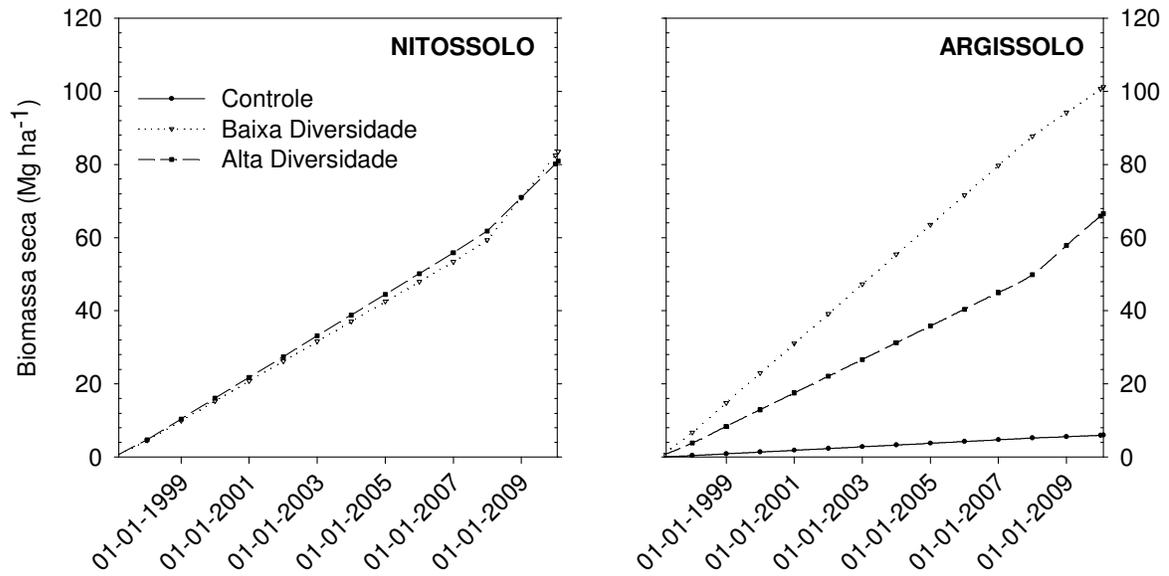


Figura 21 – Produtividade primária líquida (acumulada) da biomassa arbórea acima do solo em diferentes tratamentos e áreas experimentais, de 01 de março de 1997 a 31 de janeiro de 2010

A taxa de crescimento florestal no Argissolo, refletida pela PPL acumulada, foi superior no tratamento Baixa Diversidade, o qual começou a partir do décimo ano apresentar uma redução no ritmo de PPL. Ao contrário disto, o Alta Diversidade apresentou uma menor taxa de crescimento florestal no primeiro período (dez anos) e a partir daí começou a apresentar uma maior ascensão na PPL.

A menor ascensão da curva de PPL no tratamento Baixa Diversidade no Argissolo pode estar indicando a necessidade de intervenções de manejo (Figura 21). Por exemplo, a alta mortalidade do *Enterolobium contortisiliquum* reduz a densidade de árvores (Tabela 10) e, conseqüentemente, o incremento da biomassa arbórea do estande total (Figura 21). Com esta mortalidade abrem-se microssítios onde poderiam ser introduzidas novas espécies, fortalecendo a sucessão secundária, o bom desenvolvimento da estrutura florestal e o uso otimizado de recursos. Para Siddique et al. (2008), neste modelo a incorporação de espécies com características complementares pode assistir antecipadamente a sobrevivência arbórea e otimizar os efeitos biogeoquímicos. Como exemplo, eles citam as espécies eficientes na mobilização de P.

Na análise conjunta dos dados, o tratamento Baixa Diversidade teve o maior estoque de carbono total que o Alta Diversidade e o Controle (Figura 22). Isto também ocorreu para o estoque de carbono acima do solo. Já o estoque de carbono abaixo do solo não apresentou diferença entre os modelos de reflorestamento, que se diferenciaram do Controle. Comparando as áreas experimentais, o Nitossolo teve um maior estoque de carbono total do que o Argissolo, o que também ocorreu para o estoque de carbono abaixo do solo (Figura 22). Considerando o estoque de carbono na fitomassa acima do solo, não foram detectadas diferenças entre as duas áreas experimentais.

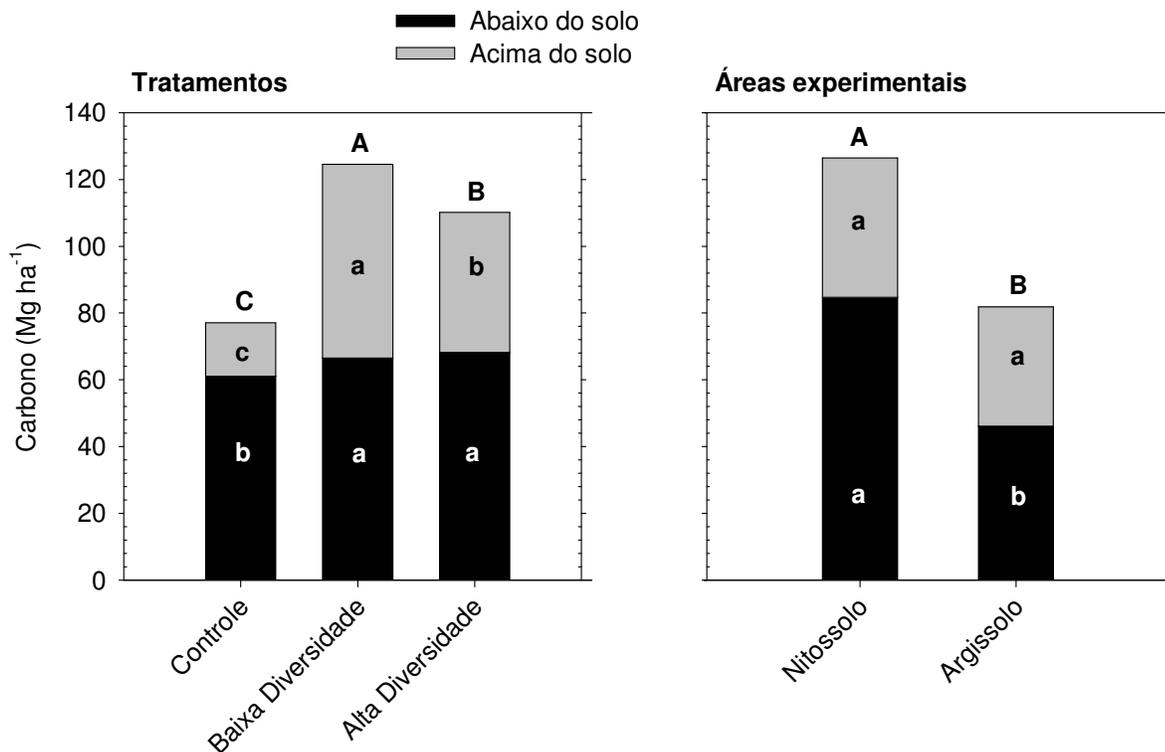


Figura 22 – Estoque de carbono total e nos reservatórios acima e abaixo do solo, em diferentes tratamentos e áreas experimentais, em janeiro de 2010 (12 anos e nove meses após implantação dos modelos de reflorestamento). Barras com letras maiúsculas e minúsculas iguais no mesmo gráfico e reservatório não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$)

Campoe, Stape e Mendes (2010), ao estudarem a influência do manejo tradicional e intensivo na restauração da Mata Atlântica, para os primeiros três anos e meio, encontraram uma biomassa acumulada da madeira de 4,6 e 18,6 e uma produção anual de aproximadamente 2 e 8 Mg ha⁻¹, respectivamente. Melo e Durigan

(2006) estimaram para a biomassa seca viva acima do solo valores totais de 66 a 121, incremento médio anual de 6,6 a 12, e estoque de carbono de 33 a 60,5 Mg ha⁻¹. Isto em reflorestamentos de Mata Ciliar da Floresta Estacional Semidecidual, em doze áreas de boa a média fertilidade, com densidade variando de 1.220 a 2.744 árvores ha⁻¹ e idade de 9 a 13 anos. Ou seja, os modelos de reflorestamento com Alta e Baixa Diversidade de espécies apresentam dados (Tabela 16, 17 e 18 e Figuras 20, 21, 22 e 23) semelhantes aos da literatura.

Na análise conjunta dos dados, verificou-se que para solo argiloso de boa fertilidade, como o Nitossolo, o principal reservatório de carbono foi o abaixo do solo, especialmente o carbono do solo que chegou a 77,7 Mg C ha⁻¹ (Figura 22). Bernoux et al. (2002) estimaram o estoque de carbono nos solos do Brasil. Na camada de 0-30 cm dos solos sob Floresta Estacional Semidecidual foi estimada uma média de estoque de carbono de 4,17 kg C m⁻² (41,7 Mg C ha⁻¹). Para o Argissolo aqui estudado o estoque médio de 39,1 Mg C ha⁻¹ está dentro do esperado.

No que tange o estoque de carbono na fitomassa estar diretamente relacionado à qualidade dos atributos edáficos nega-se a hipótese, uma vez que a biomassa acima do solo não apresentou diferença entre os dois solos (Figura 22 e Tabela 16). Isto talvez seja por que o Nitossolo apresentou um desempenho relacionado à presença de invasoras no estrato herbáceo/arbustivo (Figura 23), que competem por nutrientes com o estrato arbóreo. Por sua vez, mesmo apresentando fertilidade inferior ao Nitossolo, o Argissolo pode ter proporcionado condições favoráveis de interação entre solo e vegetação, especialmente para o modelo de restauração com baixa diversidade de espécies (Figura 23). Assim, considera-se que solos de boa e média fertilidade não se relacionam diretamente com o estoque de carbono na fitomassa.

No Argissolo o Baixa Diversidade teve um maior estoque de carbono total e da biomassa arbórea acima do solo, comparativamente ao Alta Diversidade e ao Controle (Figura 23). No Nitossolo o modelo de reflorestamento Baixa Diversidade e Alta Diversidade não se diferenciaram quanto ao estoque de carbono total e ao estoque de carbono arbóreo acima do solo. Quanto ao estrato herbáceo/arbustivo: no Nitossolo o estoque de carbono foi maior no Controle, seguido pelo Baixa Diversidade e por último pelo Alta Diversidade; no Argissolo o maior estoque foi encontrado no Controle, se

diferenciando dos modelos de reflorestamento. Para a serapilheira acumulada, em ambos os solos (Figura 23), o estoque de carbono foi maior no Baixa Diversidade. Nas duas áreas o estoque de carbono na biomassa arbórea abaixo do solo não teve diferença entre os dois modelos de reflorestamento. Quanto ao estoque de carbono no solo: no Nitossolo não ocorreram diferenças entre os tratamentos; no Argissolo o Controle se diferenciou dos modelos de reflorestamento.

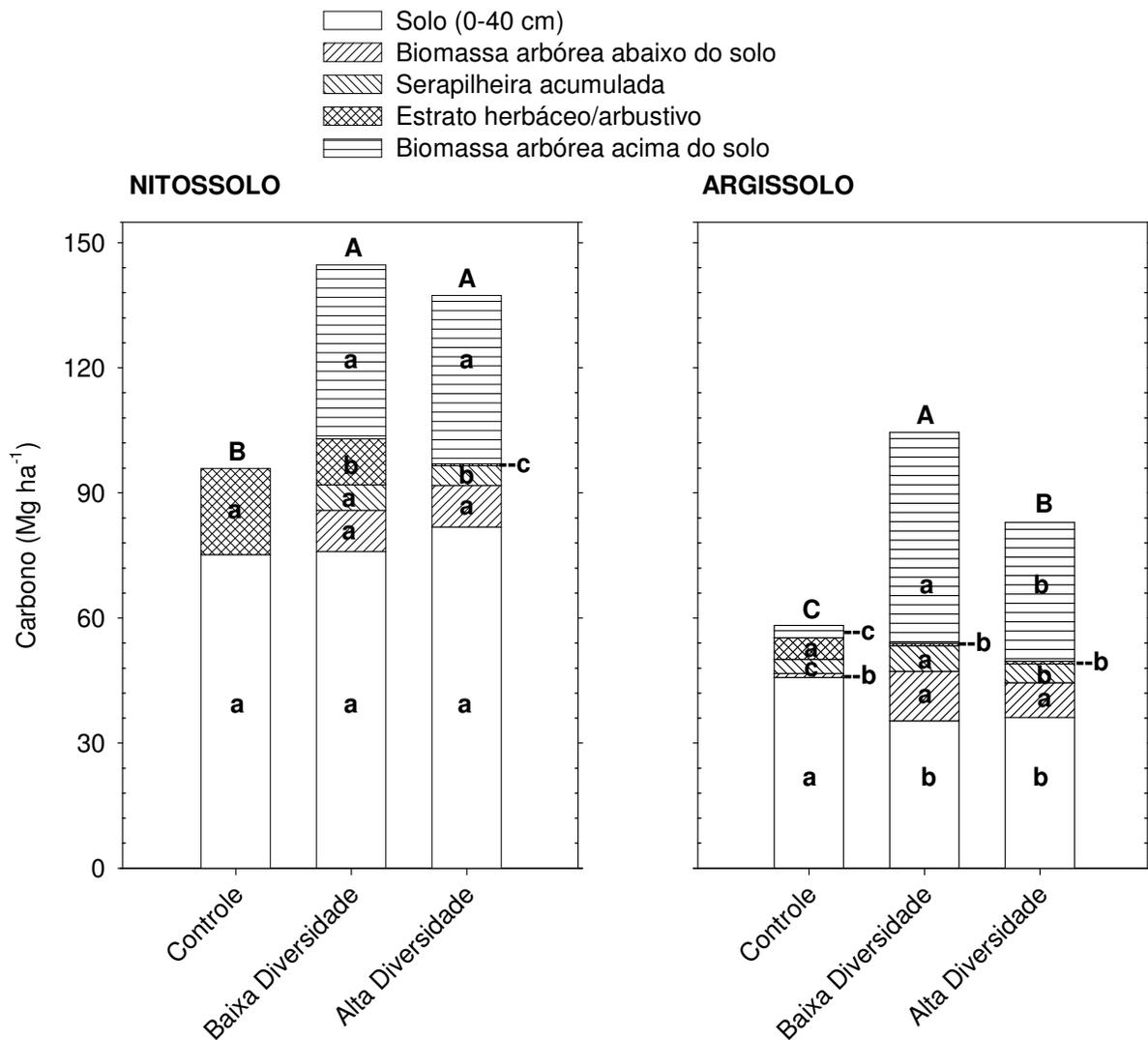


Figura 23 – Estoque de carbono total e em diferentes compartimentos, tratamentos e áreas experimentais, em janeiro de 2010 (12 anos e nove meses após implantação do experimento); barras com letras maiúsculas iguais e mesmo compartimento com letra minúscula igual na mesma área não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$); o carbono total do Controle no Nitossolo é representado por dois compartimentos, solo e estrato herbáceo/arbustivo

Desde a instalação do experimento, o estrato herbáceo/arbustivo é representado pela alta ocorrência de gramíneas invasoras (ENGEL; PARROTTA, 2001). Em relação ao estoque de carbono, isto fica bem claro no Controle (Figura 23). A diferença entre as duas áreas se deve, além da fertilidade dos solos, a predominância de gramíneas invasoras de grande porte (*Pennisetum purpureum* e *Panicum maximum*) no Nitossolo e a ocorrência de gramínea invasora de médio porte (*Brachiaria decumbens*) no Argissolo. A ocorrência de gramíneas invasoras na restauração de áreas degradadas na Mata Atlântica foi discutida em alguns trabalhos (ENGEL; PARROTTA, 2001; SOUZA; BATISTA; RODRIGUES et al., 2009; CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010), onde nota-se que o seu controle é passo fundamental na restauração ecológica e, por conseqüência, pode ser decisivo no estoque de carbono da biomassa florestal.

Para os modelos de restauração, o estoque de carbono no estrato herbáceo/arbustivo mostrou-se relacionado ao IAF, ou seja, quanto maior o IAF menor o estoque. Por exemplo, o tratamento Baixa Diversidade no Nitossolo teve um grande estoque (Figura 23) e um pequeno IAF (Figura 13). Já o tratamento Alta Diversidade, que teve elevado IAF em ambos os solos, teve um menor estoque de carbono. Ou seja, o estoque de carbono nesse compartimento juntamente com o IAF ajuda a entender a influência do modelo de reflorestamento na supressão de gramíneas invasoras.

Segundo Brites et. al. (2006), em uma ampla investigação sobre a Mata Atlântica, a média de estoque de carbono na biomassa viva acima do solo é de 108,6 Mg C ha⁻¹ para a Floresta Estacional Semidecidual. Numa capoeira de 38 anos, também na mesma fitofisionomia florestal, Lima et al. (2006) chegaram a um estoque de aproximadamente 29,3 Mg C ha⁻¹. Em doze anos, o estoque de carbono na biomassa viva acima do solo (biomassa arbórea acima do solo + estrato herbáceo/arbustivo) no Baixa Diversidade chega a 52 Mg ha⁻¹ e no Alta Diversidade chega a 37,5 (Figura 23). Tendo o estoque de carbono total no Controle (Figura 22) como linha de base, o Baixa Diversidade e o Alta Diversidade num período de 12 anos tiveram um incremento de 47,5 e 33 Mg C ha⁻¹, respectivamente. O estoque de carbono na biomassa arbórea (acima e abaixo do solo) do Baixa Diversidade no Argissolo chega a 62,5 Mg ha⁻¹ (Figura 23), mais que a metade do total de 104 Mg ha⁻¹. Essas observações demonstram a elevada capacidade e potencial de remoção de carbono

atmosférico do sistema de Baixa Diversidade a curto prazo. Além disto, os dados também evidenciam a importância do compartimento árvore para o seqüestro de carbono atmosférico.

Para a implantação, estabelecimento e manutenção nos dois primeiros anos do Baixa Diversidade no Nitossolo e Argissolo, Engel e Parrotta (2001) apresentaram custos totais de 912 e 747 dólares americanos por hectare, respectivamente. Para o Alta Diversidade não foram apresentados custos, mas eles citam valores entre 2.500 e 1.200 dólares por hectare para este e outros dois modelos de reflorestamento incluídos no projeto. A facilidade de implantação (Material e Métodos), aliada ao baixo custo e a boa capacidade de estoque de carbono, torna o Baixa Diversidade uma opção ideal para projetos de restauração da Mata Atlântica que visam o mercado de carbono, desde que haja condições favoráveis para a colonização posterior por outras espécies arbóreas nativas provenientes de áreas vizinhas.

O modelo de restauração com baixa diversidade de espécies se apresenta como uma alternativa viável para solução de problemas climáticos e de recuperação da Mata Atlântica. Isto devido, principalmente, pelo desempenho em relação ao carbono estocado que reativa o seu ciclo biogeoquímico (GRACE, 2004; LAL, 2004) e pela rápida edificação florestal que reativa os processos de sucessão ecológica (PARROTTA; TURNBULL; NORMAN, 1997; RODRIGUES et al., 2009). Na instalação deste modelo em solo de boa fertilidade onde a competição com gramíneas invasoras é maior, a inclusão de espécies com características semelhantes ao *Schinus terebinthifolius*, *Psidium guajava* e *Peschieria fuchsiaefolia* pode ser promissora em termos ecológicos. Por sua vez, a alta diversidade de espécies se torna interessante em termos ambientais e ecológicos quando em condições de sítios de boa fertilidade ou em sítios de média e baixa fertilidade com grande aporte de insumos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio dos resultados obtidos em relação ao estoque de carbono, biomassa arbórea, produtividade primária líquida, desenvolvimento de espécies e atributos edáficos em dois modelos de restauração, num Nitossolo e num Argissolo, considera-se que:

- 1) O reflorestamento com baixa diversidade de espécies arbóreas possui um elevado potencial e capacidade de estoque de carbono em sistemas florestais, maior do que o reflorestamento com alta diversidade de espécies arbóreas.
- 2) Em reflorestamento com baixa diversidade de espécies nativas sobre solo arenoso de média fertilidade a biomassa arbórea representa um grande e importante compartimento de carbono, e em solo argiloso de boa fertilidade o principal reservatório de carbono é o abaixo do solo.
- 3) A partir do décimo ano a produtividade primária líquida se estabiliza para o modelo de reflorestamento com baixa diversidade de espécies arbóreas em solo arenoso de média fertilidade, indicando a necessidade de introdução de espécies com características complementares.
- 4) A biomassa arbórea possibilita inferir de forma efetiva sobre o potencial e a capacidade de modelos de reflorestamento na produtividade primária líquida e no estoque de carbono em sistemas florestais com espécies nativas.
- 5) Aos dez anos a relação de C:N do solo conjuntamente com o carbono da biomassa microbiana indica que a restauração com baixa e alta diversidade de espécies nativas já favorece o processo final da ciclagem de nutrientes em áreas degradadas.

6 CONCLUSÕES

Considerando as hipóteses do estudo, que têm como base de formulação dois modelos de restauração e duas áreas degradadas, conclui-se que:

- 1) A qualidade dos atributos edáficos em solos de boa e média fertilidade não se relaciona diretamente com o estoque de carbono na fitomassa, relação que pode ser influenciada por outros fatores, como a competição por recursos entre o componente arbóreo e as gramíneas invasoras.
- 2) Os modelos/técnicas de reflorestamento se mostraram diretamente relacionados ao potencial de estoque de carbono na fitomassa. O modelo de restauração com baixa diversidade de espécies e predominância de leguminosas arbóreas de rápido crescimento, implantadas pela técnica de semeadura direta, promove um rápido e elevado estoque de carbono na fitomassa.
- 3) Nos primeiros dez anos o reflorestamento com baixa diversidade de espécies arbóreas possibilita uma melhor edificação florestal, sendo mais eficiente em restaurar esta função do que o reflorestamento com alta diversidade de espécies.
- 4) Os modelos de reflorestamento com baixa e alta diversidade de espécies arbóreas nativas, assim como a regeneração natural, influenciam nas alterações dos atributos físicos e proporcionam diferentes vias para a recuperação de atributos químicos e biológico em solos de média e boa fertilidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C.A. de; ABREU, M.F. de; RAIJ, B. van; BATAGLIA, O.C.; ANDRADE, J.C. de. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, London, v. 25, n. 19/20, p. 3321-3333, 1994.
- BACKÉUS, S.; WIKSTROM, P.; LAMAS, T. A model for regional analysis of carbon sequestration and timber production. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 21, n. 6, p. 28-40, 2005.
- BENÍTEZ, P.; McCALLUM, I.; OBERSTEINER, M.; YAMAGATA, Y. Global potential for carbon sequestration: Geographical distribution, country risk and policy implications. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 60, p. 572-583, Jan. 2007.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M. DA C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's Soil Carbon Stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 888-896, 2002.
- BRÉDA, N.J.J. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 54, n. 392, p. 2403-2417, 2003.
- BRITEZ, R.M.; BORGIO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M.; HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do Sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 165 p.
- BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forest: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55 p. (Forestry Paper, 134).
- BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, New York, v. 35, n. 4, p. 881-902, Dec. 1989.
- BURGER, D.M.; DELITTI, W.B.C. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 429-435, dez. 1999.
- CAMPOE, O.C.; STAPE, J.L.; MENDES, J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, n. 9, p. 1808-1814, 2010.
- CASTRO, E.R.; GALETTI, M.; MORELLATO, L.P.C. Reproductive phenology of *Euterpe edulis* (Arecaceae) along a gradient in the Atlantic rainforest of Brazil. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 55, p. 725-735, 2007.

CHAVE J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 87-99, 2005.

CLARK, D.A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.W.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R.; NI, J. Measuring net primary production in forests: concept and field methods. **Ecological applications**, Washington, v. 11, n. 2, p. 356-370, 2001.

CLARK, D.; OLIVAS, P.C.; OBERBAUER, S.F.; CLARK, D.A.; RYAN, M.G. First direct landscape-scale measurement of tropical rain forest Leaf Area Index, a key driver of global primary productivity. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, p. 163-172, Feb. 2008.

COLE, T.; EWEL, J. Allometric equations for four valuable tropical tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 229, n. 1/3, p. 351-360, July 2006.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R. de; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; BELT, M. van den. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, p. 253-260, 1997.

CRAMER, W.; KICKLIGHTER, D.W.; BONDEAU, A.; MOORE III, B.; CHURKIN, G.; NEMRY, B.; RUIMY, A.; SCHLOSS, A.L. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): overview and key results. **Global Change Biology**, Oxford, v. 5, p. 1-14, 1999.

DIXON, R.K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R.A.; SOLOMON, A.M.; TREXLER, M.C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, Washington, v. 263, p. 185-190. 1994.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1178-1188, June 2008.

DRUMOND, M.A.; BARROS, F.N. de; SOUZA, A.L. de; SILVA, A.F. da. Distribuição de biomassa e de nutrientes em diferentes coberturas florestais e pastagem na região do médio Rio Doce-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.21, n.2, p.187-199. 1997.

DUCATTI, F. **Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da Mata Atlântica**. 2002. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 152, p. 169-181, 2001.

_____. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-26.

EWEL, J.J. Restoration is the ultimate test for ecological theory. In: JORDAN III, W.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (Ed.). **Restoration ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. p. 31-33.

FADINI, R.F.; FLEURY, M.; DONATTI, C.I.; GALETTI, M. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica**, Paris, v. 35, p. 188-196, Mar. 2009.

FOELKEL, C.E.B.; BRASIL, M.A.M.; BARRICHELO, L.E.G. Métodos para determinação da densidade básica de cavacos para coníferas e folhosas. **IPEF**, Piracicaba, n. 2/3, p. 65-74, 1971.

FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; ABBADIE, L.; MARIOTTI, A. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. **Ecology Letters**, Oxford, v. 7, p. 314–320, 2004.

FORSTER, H.W.; MELO, A.C.G. Biomassa aérea e de raízes em árvores de reflorestamentos heterogêneos no vale do Paranapanema, SP. **Instituto Florestal Série Registro**, São Paulo, n. 31, p. 153-157, 2007.

FUNK, J.; VITOUSEK, P. Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. **Nature**, London, v. 446, p.1079-1081, Apr. 2007.

GALATOWITSCH, S.M. Carbon offsets as ecological restoration. **Restoration Ecology**, Oxford, v. 17, n. 5, p. 563–570, 2009.

GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 227-244.

GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EDUSP, 1978. 256 p.

GONÇALVES, J.L. de M.; NOGUEIRA JUNIOR, L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 111-164.

GOWER, S.T.; KUCHARIK, C.J.; NORMAN, J.M. Direct and indirect estimation of leaf area index, $f(APAR)$, and net primary production of terrestrial ecosystems. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 70, p. 29-51, Oct. 1999.

GRACE, J. Understanding and managing the global carbon cycle. **Journal of Ecology**, London, v. 92, p. 189-202, 2004.

HAAG, H.P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 144 p.

HARRINGTON, R.; FOWNES, J. Allometry and growth of planted versus coppice stands of 4 fast-growing tropical tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 56, n. 1/4, p. 315-327, Jan. 1993.

HARRIS, J. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? **Science**, Washington, v. 325, p. 573-574, July 2009.

HARRIS, J.A.; HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; ARONSON, J. Ecological restoration and global climate change. **Restoration Ecology**, Oxford, v. 14, p. 170–176, 2006.

HEANEY, A.; PROCTOR, J. Chemical elements in litter in forests on Volcán Barva, Costa Rica. In: PROCTOR, J. (Ed.). **Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems**. London: British Ecological Society, 1989. p. 255–272.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2007: synthesis report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: TERI Press, 2008. 104 p.

JARDIM, P.S. **Crescimento e biomassa de espécies arbóreas nativas da floresta estacional em reflorestamentos no Norte do Paraná, Brasil**. 2006. 88 p. Dissertação (M.Sc. em Ciências Florestais) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

KILLHAM, K. **Soil Ecology**. Cambridge University Press, 1994. 242p.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. de. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 27-48.

LAL, R. Agricultural activities and the global carbon cycle. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 70, p. 103-116, 2004.

_____. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 220, p. 242-258, Dec. 2005.

- LAL, R.; STEWART, B.A. Need for land restoration. In: LAL, R.; STEWART, B.A. (Ed.). **Soil restoration**. Boca Raton: CRC Press, 1992. p.1-11. (Advances in Soil Science, 17).
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, p. 1628-1632, Dec. 2005.
- LANDSBERG, J. J.; GOWER, S. T. **Applications of physiological ecology to forest management**. San Diego: Academic Press, 1997. 354 p.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2000. 531 p.
- LIMA, J.A.S.; KINDEL, A.; CARMO, C.A.F.S. do; MOTTA, P.E.F. da. Composição, estrutura e biomassa de fragmentos florestais. In: ALVARENGA, A.P.; CARMO, C.A.F.S. do (Ed.). **Sequestro de carbono: quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural**. Viçosa: EPAMIG, 2006. p.111-134.
- LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DPTA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 421-428, 1978.
- LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; SCHULTZ, N.; ANJOS, L.H.C. dos; SILVA, E.M.R. da. Atributos químicos e físicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo em sistema integrado de produção agroecológica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 1, p. 68-75, Jan. 2009.
- MACEDO, M.O.; RESENDE, A.S.; GARCIA, P.C.; BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; URQUIAGA, S.; CAMPELLO, E.F.C.; FRANCO, A.A. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 1516-1524, Apr. 2008.
- MARCHIORI JR., M.; MELO, W.J. Carbono, carbono microbiano e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 257-263, 1999.
- MARTINS, O.S.; VON GLEHN, H.C.; BRANCO, M.B.C.; TOLEDO, R.M. de; ROCHA, M.K. de. Estimativa da densidade de biomassa potencial com uso de SIG no Estado de São Paulo. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, v. 129, p. 1-36, 2009.
- MASERA, O.R.; GARZA-CALIGARIS, J.F.; KANNINEN, M.; KARJALAINEN, T.; LISKI, J.; NABUURS, G.J.; PUSSINEN, A.; DE JONG, B.H.J.; MOHREN, G.M.J. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 164, p. 177-199, 2003.

MCNAMARA, S.; TINH, D.V.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D.; YATES, D.; BROWN, S. Rehabilitating degraded forest land in central Vietnam with mixed native species plantings. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, p. 358-365, Sept. 2006.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 71, p. 149-154, 2006.

NELSON, B.W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J.L.G.; SOUZA, S.G.A.; BATISTA, G.T.; COUTO, L.B. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 117, p. 149-167, May 1999.

NOGUEIRA JUNIOR, L.R. **Caracterização de solos degradados pela atividade agrícola e alterações biológicas após reflorestamentos com diferentes associações de espécies da Mata Atlântica**. 2000. 50 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

NOGUEIRA JUNIOR, L.R.; FISCH, S.T.; BALLESTERO, D.S. Influência da umidade do solo no desenvolvimento inicial de plantas do palmiteiro *Euterpe edulis* Mart. em floresta nativa. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 9, n. 1, p. 7-13, 2003.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1985. 434 p.

OLIVEIRA, J.B. de. **Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. 112 p. (IAC. Boletim Científico, 45).

OVERMAN, J.P.M.; WITTE, H.J.L.; SALDARRIAGA, J.G. Evaluation of regression models for above-ground biomass determination in Amazon rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 2, p. 207-218, 1994.

PARROTTA, J. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, p. 45-77, Nov. 1999.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; NORMAN, J. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 1-7, Dec. 1997.

PAUL, M.; CATTERALL, C.P.; POLLARD, P.C.; KANOWSKI, J. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 2083-2092, Apr. 2010.

PROCTOR, J. Nutrient Cycling in primary and old secondary rain forests. **Applied Geography**, Amsterdam, v. 7, p. 135-152, 1987.

PULITO, A.P. **Resposta à fertilização nitrogenada e estoque de nitrogênio biodisponível em solos usados para plantações de *Eucalyptus***. 2009. 58 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1242-1251, June 2009.

ROSA, G.A.B. da. **Frugivoría e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento misto em Botucatu, SP**. 2003. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.L.; UHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, London, v. 76, n. 4, p. 938-958, 1988.

SAS INSTITUTE. **SAS® 9.2: qualification tools user’s guide**. Cary, 2009.

SIDDIQUE, I.; ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A.; LAMB, D.; NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; SCHMIDT, S. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry**, Berlin, v. 88, p. 89-101, Mar. 2008.

SOS MATA ATLÂNTICA. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período de 2005 a 2008: relatório parcial**. São Paulo, 2009. 156 p.

SOLLINS, P. Factors affecting nutrient cycling in tropical soils. In: PROCTOR, J. (Ed.), **Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems**. London: British Ecological Society, 1989. p. 85-96.

SOUZA, F.M. de; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, p.185-200, Apr. 2004.

TURNER, J.; LAMBERT, M.J.; JOHNSON, D.W. Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 220, p. 259-269, 2005.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 19, p. 703-707, 1987.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; AIDAR, M.P.M.; ARAÚJO, L.S.; BAKER, T.; BATISTA, J.L.F.; CAMPOS, M.C.R.; CAMARGO, P.B.; CHAVE, J.; DELITTI, W.B.; HIGUCHI, N.; HONÓRIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; MATTOS, E.A. de; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M.; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 8, n. 2, p. 21-29, 2008.

VIEIRA, S.; DE CAMARGO, P.B.; SELHORST, D.; DA SILVA, R.; HUTYRA, L.; CHAMBERS, J.Q.; BROWN, F.; HIGUCHI, N.; DOS SANTOS, J.; WOFSEY, S.C.; TRUMBORE, S.E.; MARTINELLI, L.A. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. **Oecologia**, Berlin, v. 140, p. 468-479, 2004.

WATZLAWICK, L.F. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens do satélite Ikonos II**. 2003. 120 p. Tese (D.Sc. em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 92, p. 73-83, 2000.