

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

Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de seqüestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica

Ana Paula Cervi Ferez

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Recursos Florestais, com opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2010**

**Ana Paula Cervi Ferez
Engenheiro Florestal**

**Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de seqüestro de carbono
em plantios de restauração da Mata Atlântica**

Orientador:
Prof. Dr. **JOSÉ LUIZ STAPE**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Recursos
Florestais, com opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2010**

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

Ferez, Ana Paula Cervi

Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de seqüestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica / Ana Paula Cervi Ferez. - - Piracicaba, 2010. 104 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010. Bibliografia.

1. Carbono 2. Florestas tropicais 3. Mata Atlântica - Restauração I. Título

CDD 634.956
F349e

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

**Dedico aos meus pais, Marcus e Célia, por toda força
e amor eterno que tenho por eles!**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. José Luiz Stape, por todo aprendizado desde os anos de graduação, pela confiança e orientação neste curso de mestrado.

A Engenheiros Florestais Eduardo Gusson, Edgar Vismara, Lauro Rodrigues Nogueira Junior e Otávio Camargo Campoe, pelo valioso tempo concedido a grandes discussões e ensinamentos.

A toda a equipe da Estação Experimental de Ciências Florestais de Anhembi, em especial ao engenheiro florestal João Carlos Teixeira Mendes e aos funcionários Antonio Carlos Pedrozo, Carlos Eduardo Costa Maria e José Valdir Furtado da Silva, pelo grande suporte às atividades de campo.

Ao Grupo Florestal Monte Olimpo, em especial a aluna Raíssa Tamassia Côrtes, pelo auxílio nos exaustivos trabalhos de campo, coleta e processamento de material.

Aos meus companheiros do Laboratório de Ecofisiologia Florestal e Silvicultura por todo apoio, experiências e amizade.

As todas minhas amigas, pela força e colaboração direta ou indireta para a realização deste trabalho.

Ao convênio IPEF/ESALQ – Petrobrás S.A., pela oportunidade de pesquisa neste excelente ensaio experimental.

A CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| RESUMO | 9 |
| ABSTRACT | 11 |
| 1 INTRODUÇÃO | 13 |
| 2 DESENVOLVIMENTO | 19 |
| 2.1 Restauração Florestal da Mata Atlântica..... | 19 |
| 2.2 Projetos Florestais de MDL | 21 |
| 2.3 Quantificação dos Estoques de Carbono | 24 |
| 2.3.1 Carbono na Parte Aérea e Raízes | 25 |
| 2.3.2 Carbono no Solo | 28 |
| 2.3.3 Carbono na Serapilheira | 29 |
| 2.4 Práticas silviculturais na restauração | 30 |
| 2.5 Alocação de biomassa | 31 |
| 2.6 Florestas Maduras..... | 33 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS..... | 37 |
| 3.1 Caracterização da área e delineamento experimental | 37 |
| 3.2 Estoque de C no Solo | 40 |
| 3.3 Estoque de C na Biomassa..... | 42 |
| 3.3.1 Amostragem Destrutiva..... | 42 |
| 3.3.2 Compartimentalização..... | 43 |
| 3.3.3 Equações Alométricas..... | 45 |
| 3.3.4 Teores de Carbono | 46 |
| 3.3.5 Inventário dendrométrico..... | 47 |
| 3.4 Estrato Herbáceo e Serapilheira | 47 |
| 3.5 Seqüestro de Carbono | 48 |

| | |
|---|----|
| 3.6 Floresta Madura..... | 49 |
| 3.6.1 Parcelas Permanentes | 50 |
| 3.6.2 Solo | 51 |
| 3.6.3 Biomassa | 52 |
| 3.6.4 Serapilheira | 52 |
| 3.7 Análise Estatística | 53 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 55 |
| 4.1 Biomassa das árvores | 55 |
| 4.2 Densidade básica da madeira e teores de carbono | 60 |
| 4.3 Ajustes de modelos para estimativa de biomassa seca | 62 |
| 4.5 Estoques no plantio de restauração | 67 |
| 4.6 Estoques na Floresta Madura..... | 78 |
| 4.7 Seqüestro de Carbono..... | 86 |
| 5 CONCLUSÕES | 93 |
| REFERÊNCIAS..... | 95 |

RESUMO

Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de seqüestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica

Objetivando estudar o seqüestro de carbono em sistemas de restauração florestal e discutir suas potencialidades e entraves perante MDL florestal, este trabalho teve dois objetivos principais: i) quantificar taxas iniciais de seqüestro de carbono nos compartimentos aéreo, radicular, solo e serapilheira, de plantios de restauração da Mata Atlântica, com 20 espécies (10 pioneiras, 10 não pioneiras), submetidos a manejos contrastantes (usual e intensivo), instalados sobre pastagem de *Brachiaria* no espaçamento de 3 m x 2 m; e ii) comparar os estoques de carbono destes sistemas, ao final do sexto ano, com valores determinados em fragmento de floresta madura vizinho ao ensaio. Ambos localizados em Anhembi/SP (Estação Experimental de Anhembi/USP e Mata do Barreiro Rico). O tratamento usual consistiu em adubação de base e capina mecânica na linha de plantio até dois anos, e, o intensivo teve adubações complementares e capina química em área total até dois anos. Foram desenvolvidos modelos alométricos de estimativa da biomassa através de amostragem destrutiva de 80 árvores, sendo quatro indivíduos por espécie, selecionados por classes de área seccional. Determinaram-se massa seca e teor de C, para os compartimentos copa, lenho e raízes. Através das equações, do inventário ao sexto ano e dos teores de carbono, foram calculados os estoques de carbono por compartimento, nos dois tratamentos. Determinaram-se os estoques de carbono na biomassa herbácea, serapilheira e solo. Foi calculada a variação de carbono por compartimento nos dois tratamentos. Os estoques de carbono na floresta madura foram quantificados utilizando dados de 10 parcelas de inventário, aplicados em modelo alométrico adequado para Mata Atlântica. A densidade da madeira variou até 3 vezes entre espécies (0,22 a 0,70 gcm⁻³), o teor de C foi pouco variável (46,5%). Foram adequadamente ajustadas equações de biomassa lenhosa, raiz e copa com base na área seccional, altura e densidade da madeira. A porcentagem de raízes é expressiva (30%) na biomassa total, mas as espécies não pioneiras mostraram maior razão raiz:parte aérea (0,32) que as pioneiras (0,28). A silvicultura intensiva elevou o crescimento do compartimento lenhoso em 250% (1,85 para 6,45Mg ha⁻¹ano⁻¹), devido a maior eficiência da copa e alocação de C no tronco. O carbono no solo embora representativo, não propiciou seqüestro em 6 anos, dada alta variabilidade espacial. O tratamento intensivo obteve maior seqüestro de C, atingindo 4,22Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (64% no tronco e galhos, e 20% nas raízes). Os estoques de C no solo e serapilheira foram próximos entre o sistema intensivo de restauração e floresta madura, sendo os estoques no tronco, galhos e raízes, o diferencial entre os sistemas. Com base no crescimento médio das árvores e estoque de C nas restaurações até sexto ano (7 e 21kg árvore⁻¹ e 5,2 e 18,2Mg C ha⁻¹, respectivamente no sistema usual e intensivo), e no tamanho médio das árvores e estoque de C na floresta madura (204kg árvore⁻¹ e 138Mg C ha⁻¹) estimou-se cerca de 50 anos para o sistema intensivo atingir maturidade, embora haja necessidade de estudos relacionados à biodiversidade e sustentabilidade destes sistemas de restauração a longo prazo.

Palavras-chave: Restauração florestal; Mata Atlântica; Estoques de C, Seqüestro de carbono; Práticas silviculturais; MDL florestal

ABSTRACT

Effect of silvicultural practices on the initial rates of carbon sequestration in Atlantic forest restorations

In order to study carbon sequestration in forest restoration systems and discuss its potential and barriers to the CDM forestry, this paper had two main objectives: i) quantify the initial rate of carbon sequestration in compartments aboveground, roots, soil and forest floor, on Atlantic forest restoration, with 20 native species (10 pioneers and 10 non pioneer), submitted to contrasting management conditions (usual and intensive), installed on *Brachiaria decumbens* pasture in 3 x 2 m spacing, and ii) comparing the carbon stocks of these two systems, observing the end of the sixth year of restoration, with values determined in a fragment of mature forest adjacent to the test. Both studies are located in Anhembi, São Paulo (USP Anhembi Experimental Station and the Barreiro Rico reserve). The usual treatment consisted of only fertilizer at planting and mechanical weeding only in the row up to two years, while the intensive treatment had additional fertilization beyond crop fertilization and chemical weed control also in the entire area until two years after planting. We developed allometric equations for estimating biomass through destructive sampling of 80 trees. Four individuals per species were selected based on classes of sectional area. Dry weight were determined and the carbon content for wood and roots. Through the equations, and carbon content we calculated carbon stocks per compartment, in both treatments. Carbon stocks in herbaceous, in the litter and soil were also determined. With these estimates we calculated the variation of carbon per compartment in the two restoration systems. Carbon stocks in mature forest were quantified using data from 10 permanent plots of inventory and applying appropriate allometric models. The wood density varied between species by up to 3 times (0.22 to 0.70 g cm⁻³) while the C content was relatively constant (46.5%). Appropriately adjusted equations for aboveground woody biomass, root and crown biomass were established using cross-sectional area, height and wood density. The percentage of roots is significant (30%) compared to the total, and non-pioneer species showed a higher ratio root / shoot (0.32) than the pioneer (0.28). The intensive forestry increased growth of woody compartment by 250% (1.85 to 6.45 Mg ha⁻¹ yr⁻¹), given the greater efficiency of the canopy and allocation of C to the trunk. The carbon content in the soil although representative in the total stock, did not result in C sequestration in the six years period, given its high spatial variability. The largest C sequestration was observed in the intensive treatment, reaching 4.22 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹, 64% on the trunk and branches, and 20% in roots. The values of C stock in soil and litter were similar between the intensive system of forest restoration and mature forest, and indeed the trunk, branches and roots stocks, the major difference between the systems. Based on the average growth of trees and carbon stocks in the restoration and the first 6 years (7 and 21 kg tree⁻¹ in the usual system and intensive, and 5.2 and 18.2 Mg C ha⁻¹ in these same treatments), and the average tree size and carbon stocks in mature forest (204 kg tree⁻¹ and 138 Mg C ha⁻¹), a 50 years period was estimated for the intensive system to reach forest maturity although there is a need for studies relating biodiversity and sustainability of these restored systems in the long run.

Keywords: Forest restoration; Atlantic forest; Carbon stocks; Carbon sequestration; Silvicultural practices; Forest CDM.

1 INTRODUÇÃO

Dentre as formações florestais brasileiras a Floresta Tropical Atlântica é considerada um “hot-spot” em termos de biodiversidade e endemismo (GALINDO-LEAL; GUSMÃO CÂMARA, 2003; MYERS et al., 2000), e merece atenção especial porque está reduzida a apenas 12% da cobertura original em pequenas manchas de florestas fragmentadas, desprotegidas e severamente alteradas (RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2005). Além disso, continua sendo ameaçada pelo desmatamento e degradação dos solos, por meio da conversão dos fragmentos remanescentes em áreas agrícolas e urbanas a uma taxa de 0,5% ao ano (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 1993). Diversos estudos apontam a necessidade de conservar os remanescentes florestais e de promover a recuperação de áreas degradadas com o objetivo de restaurar a biodiversidade tropical, o funcionamento ecológico e o fornecimento de bens e serviços ambientais (CHAZDON, 2008; LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; YOUNG, 2000).

Os cientistas já alertaram que, dentre outros fatores, a mudança no uso do solo e principalmente a queima de combustíveis fósseis têm acelerado o processo de aquecimento global através das emissões de gases de efeito estufa, o que já ocasiona perturbações climáticas e ecológicas (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2001; 2007). Em 1992, buscando atitudes mitigadoras para conter as mudanças do clima e seus futuros efeitos sobre a humanidade, propostas de redução de emissões de gases de efeito estufa e a remoção de carbono atmosférico vêm sendo discutidas em conferências internacionais, no âmbito da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (da sigla em inglês UNFCCC, de United Nations Framework Convention on Climate Change) (MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA - MCT, 2009).

As florestas tropicais têm despertado grande interesse mundial, pois a redução na sua extensão emitiu nas últimas décadas uma média de 1,5 Pg C ano⁻¹ de acordo com as estimativas atuais, contribuindo efetivamente para o aumento da concentração atmosférica de CO₂, o que representa cerca de 24% das emissões globais provenientes da queima de combustíveis fósseis (HOUGHTON, 2005a; 2005b).

Mediante as ameaças deste cenário, um novo serviço ambiental prestado pelas florestas, além da conservação da biodiversidade e da qualidade da água e do solo, passou a ser reconhecido pela sociedade: a manutenção dos estoques de carbono, que interferem diretamente nos processos de aquecimento global (FEARNSIDE, 2006; FORSTER; MELO, 2007).

A fixação do carbono (C) pelas florestas nativas é um dos benefícios proporcionados pelas florestas restauradas (MELO; DURIGAN, 2006; MONTAGNINI; PORRAS, 1998; SILVER et al., 2000) e que pode ser devidamente monitorado e valorado subsidiando programas de reflorestamento na Mata Atlântica (BELLOTTO et al., 2009). Segundo Viera et al. (2008), antes de sua devastação, a extensão do bioma Mata Atlântica era de 1,36 milhões de km², correspondendo a cerca de 7 a 14 Pg C, havendo, portanto, um enorme potencial de estocagem de carbono neste bioma via reflorestamentos e regeneração natural, ambos de extrema importância para o balanço global de C.

Apesar do avanço da legislação brasileira visando inverter as tendências de desmatamento ao exigir a restauração de florestas em 20% da área total de propriedades rurais como Reserva Legal, particularmente das matas ciliares que devem ser preservadas permanentemente, é importante ressaltar que o estado de São Paulo ainda possui aproximadamente dois milhões de hectares para serem restaurados (PAESE, 2009; SÃO PAULO, 2003).

Uma forma de viabilizar estes plantios de restauração em países em desenvolvimento como Brasil é a implementação de projetos florestais dentro do escopo Florestamento/Reflorestamento (da sigla em inglês A/R, de Afforestation/Reforestation) através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) definido no Protocolo de Quioto, com a finalidade de seqüestrar o CO₂ emitido pelos países desenvolvidos, os quais apresentam metas de redução de emissões (ROCHA, 2004).

Conseqüentemente, os projetos florestais vêm se tornando cada vez mais atrativos para o mercado de carbono internacional (STAPE et al., 2007). Apesar disso, existem questionamentos com relação ao potencial desses sistemas em incrementar e

acumular biomassa a um custo por tonelada que seja competitivo nos futuros mercados de carbono (BRITTEZ et al., 2006; CANADELL; RAUPACH, 2008; STAPE et al., 2006).

Dessa forma, a demanda por estudos direcionados à restauração florestal vem aumentando, tendo como principal objetivo quantificar o carbono fixado pelos diferentes modelos de plantio nas diversas situações ambientais, e discutir a verdadeira efetividade dessa estratégia para reduzir os níveis de CO₂ atmosférico (MELO; DURIGAN, 2006). Contudo, são poucos os trabalhos envolvendo modelagem da biomassa e do carbono, deixando assim uma lacuna de informações a respeito do real potencial que esse ecossistema pode gerar como sumidouros de carbono (VISMARA, 2009).

Outro fator relevante para a pesquisa sobre o armazenamento de carbono em plantios de restauração florestal é a necessidade de avaliar o crescimento potencial de espécies nativas e as suas interações com as práticas de manejo silvicultural (PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997). Estudos já vêm demonstrando a importância do conhecimento da responsividade das espécies nativas às técnicas de implantação e manejo como formas de se obter melhores resultados no seu estabelecimento e sustentabilidade, já que tais práticas aumentam o desempenho fisiológico das plantas devido à minimização do estresse ambiental (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; IANNELLI-SERVIN, 2007).

Coerentemente com os requisitos metodológicos formalizados no mercado de créditos, um dos aspectos mais importantes do estudo de fixação de carbono em florestas é a estimativa da biomassa, a qual deve ser obtida de forma a ser a mais próxima da real possível, sem custos excessivos (BROWN, 1997; SANQUETTA, 2002). Os inventários florestais tem sido usados como ponto de partida para estimar a biomassa aérea nas florestas tropicais no Brasil (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989).

Logo, a biomassa acima do solo é o reservatório mais contemplado no escopo do MDL, porém o seqüestro biológico terrestre de carbono vem do armazenamento na biomassa tanto acima quanto abaixo do solo, e também no solo e serapilheira (POST et al., 2009). A quantificação destes diferentes estoques, de alta variabilidade espacial, requer metodologias próprias que raramente são verificadas devido a sua dificuldade, retardando sua inclusão nos projetos florestais de MDL.

A avaliação da quantidade de biomassa, incluindo parte aérea e sistema radicular, pode ser realizada tanto pelo método direto de amostragem destrutiva, quanto pela utilização de equações alométricas (método indireto) (SILVEIRA et al., 2008). Neste último caso, a biomassa pode ser inferida através da extrapolação de mensurações em nível de parcela, de variáveis estruturais de fácil obtenção como o diâmetro, altura e a densidade da madeira das espécies, baseando-se em relações alométricas que relacionam tais variáveis com o conteúdo em biomassa e carbono das árvores (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005; TIEPOLO; CALMON; FERRETTI, 2002).

O estoque de carbono no solo é expressivo em todos os ecossistemas, e pode ser profundamente alterado devido às mudanças no uso no solo, particularmente nas regiões tropicais (LAL, 2004), através da conversão de floresta para sistemas agrícolas. Estas conversões resultam em perdas entre 20-50%, visto que o estoque de C no solo é determinado através do novo equilíbrio com o sistema agrícola mais impactante, além da própria erosão (POST; KWON, 2000). A concentração de carbono no solo é altamente variável no espaço (horizontal e vertical) e lentamente variável no tempo (SMITH, 2004), logo, as metodologias de quantificação requerem protocolos de amostragem padronizados (LAL, 2005), e por isso, a dinâmica do estoque de carbono no solo ainda não é totalmente compreendida, não sendo ainda aceita nos projetos florestais de MDL.

A quantidade de serapilheira encontrada na floresta é concebida pelo saldo entre entradas de material e saídas a partir da decomposição, que variam muito entre os trópicos, principalmente em relação ao clima (BROWN; LUGO, 1982). Portanto, é importante estimar seu estoque, visto que este compartimento pode representar até 5% do carbono acima do solo (BROWN, 1997).

Diante destas evidências, tornam-se necessárias as mensurações dos estoques de carbono em todos os compartimentos para compreender o balanço global de carbono do ecossistema, sobretudo em plantios de restauração onde diversos fatores do histórico de perturbação e também dos tratamentos silviculturais podem interferir na estocagem, em diferentes níveis e escalas de tempo, durante os vários estágios de desenvolvimento da floresta.

Com esta fundamentação, quantificou-se o seqüestro biológico de carbono (C), incluindo os compartimentos, radicular, aéreo, solo e serapilheira (Mg C ha^{-1}), após seis anos (março de 2004 a março de 2010) para um ensaio de restauração de pastagem de *Brachiaria decumbens* em área do bioma Mata Atlântica, sob efeito de duas práticas silviculturais de distintas intensidades. Além disso, confrontaram-se tais resultados com uma floresta estacional remanescente vizinha ao ensaio, para representar uma condição de maturidade sucessional do bioma. Espera-se com isso, que haja uma maior compreensão da inclusão ou não dos compartimentos de estocagem de carbono nos protocolos de monitoramento de projetos florestais.

Assim, este estudo utilizou 20 espécies nativas locais, pioneiras e não pioneiras, plantadas em densidade de 1667 plantas por hectare (espaçamento 3m x 2m), testadas em dois tratamentos contrastantes de alívio do estresse ambiental (manejo usual e intensivo).

Desta forma, este trabalho apresenta dois objetivos principais: i) quantificar o seqüestro de carbono nos diversos compartimentos da floresta, em áreas de restauração implantadas sob diferentes sistemas silviculturais; ii) comparar os estoques observados ao final do sexto ano após o plantio com aqueles existentes em uma floresta madura.

Este estudo é parte integrante do ensaio experimental "Modelos de restauração de áreas degradadas da Mata Atlântica visando o seqüestro de carbono" instalado em março de 2004, na Estação Experimental de Ciências Florestais da ESALQ/USP, no município de Anhembi/SP, ocupando aproximadamente 5 ha em área de Reserva Legal (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010).

Neste ensaio, foi quantificado o carbono inicial na pastagem (biomassa e solo) em todas as parcelas no momento do plantio em 2004 e, aos seis anos de idade em 2010 foram determinados os valores de carbono na biomassa arbórea, na serapilheira, e novamente na vegetação herbácea e no solo.

O remanescente florestal maduro para fins de comparação foi a Mata do Barreiro Rico (ASSUMPÇÃO et al., 1982), distante apenas 6 km do sítio experimental, onde foram instaladas dez parcelas permanentes de inventário. Sua biomassa foi estimada a

partir de modelos já desenvolvidos e apropriados para Mata Atlântica (VIEIRA et al., 2008).

Assim, as hipóteses testadas nesta dissertação de mestrado foram:

- i. Comparativamente ao manejo usual, o manejo intensivo apresentará elevação dos estoques de C nos compartimentos aéreo, radicular e da serapilheira devido à alívio dos estresses ambientais, e redução do estoque de C do estrato herbáceo face ao maior desenvolvimento do dossel no manejo intensivo. Não se espera variação significativa sobre o estoque de C do solo face ao curto período e baixa produtividade dos sistemas estudados (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; BINKLEY, et al., 2004; STAPE, BINKLEY, RYAN, 2008);
- ii. Dentre os compartimentos com aumento de estoque, o seqüestro biológico será maior na seguinte ordem: aéreo > radicular >> serapilheira; e comparativamente ao manejo usual, o manejo silvicultural intensivo terá maior alocação de C na parte aérea em função da maior alocação de C para o sistema aéreo em ambientes com menor nível de estresse (NOGUEIRA JR., 2010; CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010);
- iii. O estoque de C no solo e serapilheira da floresta madura serão maiores do que nos plantios de restauração florestal em ambos os tratamentos, haja vista a mobilização e erosão do solo ocorridas na pastagem restaurada. Assumindo que o período de sucessão seja de 30 anos (MELO; DURIGAN, 2006), em relação ao estoque de C na parte aérea e radicular, nossa hipótese é que o sistema intensivo aos 6 anos contenha proporcionalmente cerca de 20% do estoque da floresta madura,

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Restauração Florestal da Mata Atlântica

O estado atual de devastação das florestas em regiões tropicais, e as grandes áreas degradadas, demonstram a necessidade urgente de intervenções para a reestruturação da biodiversidade e suas funções ecológicas (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005). Várias paisagens de florestas tropicais já possuem baixo potencial para manter a biodiversidade, caso seus fragmentos isolados não forem reconectados de modo a renovar a possibilidade de fluxo gênico entre eles (METZGER; DÉCAMP, 1997).

A formação da Mata Atlântica no Brasil, que inclui florestas ombrófilas densas, florestas semidecíduas e matas de galeria, é um dos maiores centros mundiais da biodiversidade tropical, assim como uma das mais ameaçadas pelo desmatamento e degradação (ENGEL; PARROTTA, 2001). Atualmente, sua cobertura de florestas nativas é estimada em menos de 10% de sua extensão original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 1993). Com relação às áreas protegidas, elas cobrem menos de 2% do bioma original, e as unidades de conservação de proteção integral protegem atualmente apenas 21% das florestas remanescentes (TABARELLI et al., 2005).

Para os biomas onde o funcionamento ecológico foi comprometido e uma grande parte da biodiversidade nativa tornou-se seriamente ameaçada, como é o caso da Mata Atlântica, é preciso realizar uma restauração ecológica em larga escala (RODRIGUES et al., 2010). Um exemplo desta abordagem é "O Pacto de Restauração da Mata Atlântica", um ambicioso programa que visa recuperar 15 milhões de hectares da Mata Atlântica brasileira até o ano de 2050 (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

A maioria dos estudos de restauração desenvolvidos, contemplam os modelos de composição de espécies, buscando compreender basicamente a sucessão secundária e as interações bióticas (CAMPOE, 2008), não se atendo aos aspectos de manejo silvicultural.

Conhecimentos básicos sobre a composição da floresta, na estrutura e dinâmica, são cruciais para fornecer diretrizes conceituais para a sua restauração, porém, ainda são limitados para muitas formações da Mata Atlântica (MORELLATO; HADDAD, 2000). Assim como acontece com outros sistemas altamente diversificados, a Mata Atlântica possui uma enorme diversidade funcional (relacionado com a biologia reprodutiva das espécies, herbivoria, competição e a atividade de patógenos) que é extremamente difícil de gerir ou restaurar (REIS; KAGEYAMA, 2003).

Rodrigues et al. (2009) discorrem que para alcançar a aplicação em grande escala, visando restabelecer e manter a biodiversidade, a restauração ecológica deve ser apoiada pela pesquisa bem fundamentada sobre a ecologia dos diversos tipos de ecossistemas tropicais degradados, com especial ênfase no seu potencial de auto-recuperação, e suas respostas a intervenções projetadas para catalisar o processo de restauração. Assim, é importante destacar o papel fundamental da restauração ecológica para a conservação da biodiversidade, com o objetivo não só de manter a biodiversidade nativa nos fragmentos florestais remanescentes, como também de retardar a degradação florestal a que eles estão expostos (CHAZDON, 2008).

Algumas dessas terras degradadas, localizadas próximas aos remanescentes florestais (fonte de propágulos e animais), podem naturalmente se recuperar e serem rapidamente revertidas para florestas secundárias, se as pressões como o fogo, e o pastoreio de gado forem reduzidos (LAMB, 1998), porém, existem outros locais mais isolados ou severamente degradados os quais exigirão alguma forma de gestão que facilite sua recuperação (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997). Portanto, há a necessidade de desenvolver técnicas de restauração florestal nestas regiões que sejam de baixo custo de implementação e fornecem algum nível de retorno econômico direto e a curto prazo para os agricultores e proprietários rurais (ENGEL; PARROTTA, 2001).

As plantações florestais podem exercer o papel de catalisadoras da regeneração natural, em que as árvores representam apenas a estrutura florestal, facilitando a colonização das comunidades de epífitas, lianas, arbustos e ervas, o que aumenta a diversidade de nichos, para a conquista da fauna (PARROTTA, 1997).

Um fator importante a ser considerado em áreas de plantios de restauração florestal é o manejo silvicultural adotado, o qual possui o objetivo de eliminar, ou minimizar, os estresses ambientais nutricionais, hídricos ou de competição, que sejam obstáculos ao desenvolvimento das árvores nos ambientes degradados, e também possibilita o efeito catalítico para reabilitação do sistema florestal (ENGEL; PARROTTA, 2003; PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997).

Stape et al. (2006) desenvolveram estudos de restauração florestal que não só avaliam fatores como composição florística e espaçamento de plantio, mas também, o fator manejo do povoamento, onde são empregadas práticas silviculturais intensivas, de preparo de solo, fertilização e controle de plantas invasoras, visando reduzir o estresses ambientais, como uma tentativa de auxiliar no estabelecimento e desenvolvimento dos plantios, acelerando os processos ecológicos que levam à restauração de áreas degradadas.

2.2 Projetos Florestais de MDL

As concentrações de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases de efeito estufa (GEEs) na atmosfera estão aumentando devido às emissões provenientes das atividades humanas, relacionadas principalmente com a queima de combustíveis fósseis e mudanças no uso do solo. As drásticas mudanças climáticas esperadas como conseqüências, além do aumento de 0,6° C na temperatura da Terra neste último século, já podem ser notadas, como o efeito El Niño, intensificando enchentes e secas, o degelo acelerado das calotas polares e elevação do nível dos oceanos, alterações na freqüência e intensidade de eventos de temperaturas extremas, os furacões e ciclones e, a ampliação de áreas desertificadas (IPCC, 2001; 2007).

Mediante as ameaças deste cenário, há mais de uma década atrás, a maioria dos países foi signatária a um tratado internacional, a Convenção das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC). Em 1997, algumas nações aprovaram a inclusão do Protocolo de Quioto, acordo que possui medidas mais poderosas e juridicamente vinculadas ao histórico de emissões por país, estabelecendo metas de redução de emissões de pelo menos 5% em relação aos seus níveis da década de 90, até o fim do

primeiro período do acordo, em 2012. Sua ratificação em fevereiro de 2005, permitiu que os países industrializados cumpram parte de seus compromissos por negociação certificada, a partir do mercado de créditos de emissões, ou através da implementação de projetos conhecidos como parte do "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" (MDL) em países em desenvolvimento (MCT, 2009).

É comumente aceito que as florestas podem desempenhar um papel fundamental na captura e armazenamento de grandes quantidades de carbono da atmosfera e podem contribuir para a mitigação do acúmulo de dióxido de carbono atmosférico (MONTAGNINI; PORRAS, 1998). Assim, as atividades de MDL reconhecidas no primeiro período de compromisso do Protocolo de Quioto incluem projetos de Florestamento/Reflorestamento (A/R), de áreas elegíveis, isto é, que não possuíam florestas desde a data de 31 de dezembro de 1989. Na América Latina e em outros lugares, tais projetos podem oferecer uma maneira de mudar os padrões de uso da terra, ao armazenar carbono, além de estimular o desenvolvimento sustentável.

Práticas tais como o manejo florestal sustentável, diminuição do desmatamento, e manejo de baixo impacto podem reduzir as emissões de dióxido de carbono. Do mesmo modo, outras práticas tais como o estabelecimento de plantações ou outros programas de plantio em áreas anteriormente desmatadas podem seqüestrar carbono (BROWN, 1997). Assim sendo, a humanidade tem o potencial através de mudanças no uso do solo e do manejo florestal, para alterar a magnitude dos estoques de carbono das florestas e da direção dos fluxos, e assim, alterar o papel das florestas no ciclo global de carbono (BROWN, 2002b).

Entretanto, diversos debates, principalmente de cunho científico e político, atrasaram a inclusão da parte florestal no MDL. A entrada de remoções por meio das atividades de Uso do Solo, Mudanças no Uso do Solo e Florestas (da sigla em inglês LULUCF, de Land Use, Land Use Change and Forestry) foi adotada como um mecanismo auxiliar no cumprimento de metas, já que o MDL foi concebido originalmente para lidar com reduções de emissões, e não compensá-las através de remoções por outros meios (CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS - CGEE, 2008).

A principal dificuldade de cunho científico para se aceitar a questão florestal dentro

do MDL é a incerteza quanto à permanência do carbono estocado nas florestas, isto é, não se pode garantir que o carbono contido em uma floresta não retornará para a atmosfera. Por isso devem existir metodologias de monitoramento para estimar, com um grau de erro conhecido, a quantidade de carbono retirado da atmosfera através do armazenamento nas florestas (BROWN, 2002b).

As modalidades e procedimentos relacionados ao MDL florestal foram estabelecidos durante a 9ª Conferência das Partes (COP9), realizada em Milão, em dezembro de 2003, porém, entrou em curso somente em novembro de 2005, após a aprovação da primeira metodologia pelo Conselho Executivo (MCT, 2009).

Devido às dificuldades associadas a uma quantificação precisa da absorção de carbono por florestas, as metodologias florestais têm avançado relativamente pouco no âmbito do MDL. Quanto ao aspecto técnico, um projeto de MDL florestal implica sistemas complexos de contabilização e monitoramento, geralmente mais sofisticados que os utilizados para outros tipos de projeto (CGEE, 2008).

Para isto, em uma floresta, são cinco os reservatórios (sumidouros) de carbono que devem ser monitorados em um projeto A/R de MDL florestal, de acordo com Birdsey et al. (2000):

- i. Biomassa acima do solo: corresponde à parte aérea da árvore, podendo ser apenas o componente lenhoso (tronco e galhos), ou incluindo as folhas;
- ii. Biomassa abaixo do solo: corresponde às raízes das árvores;
- iii. Serapilheira: é a camada de resíduos, lenhosos e folhas, depositados no solo da floresta;
- iv. Madeira morta: refere-se às árvores e arbustos mortos;
- v. Carbono no solo: é o carbono acumulado no solo, resultante de processos microbianos de mineralização.

Os dados desses reservatórios de carbono são de extrema importância para o delineamento de um projeto de MDL florestal, pois, como existem custos associados ao monitoramento de cada um, os participantes do projeto devem estabelecer quais deles devem ser monitorados para o recebimento dos créditos, levando em conta os custos e o retorno esperado (BROWN, 2002a). Diante destes entraves de delineamento, normalmente, alguns reservatórios da floresta não são inclusos nas metodologias e,

portanto, desconsiderados como sumidouros de carbono para o MDL, podendo ocasionar uma sub-estimativa do potencial de seqüestro de carbono dos ecossistemas em determinados projetos florestais.

Um dos principais entraves ao êxito dos programas de compensação de carbono de base florestal é a falta de métodos confiáveis, precisos e de baixo custo para monitorar o armazenamento de carbono. Sendo o carbono uma “commodity” negociada internacionalmente, então o controle da quantidade de carbono fixado pelos projetos será um componente crítico de qualquer sistema de negociação (MACDICKEN, 1997).

2.3 Quantificação dos Estoques de Carbono

Do total do carbono global, aproximadamente 35% encontram-se nos ecossistemas terrestres, em que grande parte está retido nas florestas, que são, dessa forma, componentes chave para o equilíbrio global do carbono, pois armazenam em sua biomassa e no solo, mais carbono do que o existente na atmosfera (DIXON et al., 1994; GRACE, 2004).

Sabe-se que a mudança no uso do solo e o manejo da cobertura florestal podem influenciar o fluxo e os estoques de carbono do ecossistema, o que determina, portanto, tanto fontes de carbono da biosfera como sumidouros da atmosfera (BROWN, 1997; LAL, 2005). Para quantificar a magnitude dessas fontes e sumidouros são necessárias estimativas confiáveis dos compartimentos que estocam carbono nas florestas, podendo incluir-se, a biomassa acima e abaixo do solo, a serapilheira, a biomassa morta e, o carbono do solo (LUGO; BROWN, 1992).

Nos países tropicais, em particular, as estimativas de biomassa são ainda mais relevantes porque a nível mundial estão sujeitos às maiores taxas de variação, além de que sua quantidade e o teor de carbono são geralmente elevados, o que influenciam o seu papel no ciclo global do carbono. Assim, as florestas tropicais têm o maior potencial para a mitigação das emissões de CO₂ através da conservação, manejo e restauração de ambientes degradados (BROWN, 1997).

Logo, no caso dos projetos florestais A/R, tais estimativas fornecem os meios para calcular a quantidade de dióxido de carbono que pode ser removido da atmosfera

pelas florestas restauradas, e portanto, determinar o potencial de seqüestro de carbono em seus respectivos compartimentos. As técnicas e métodos de amostragem para mensurar os compartimentos individuais de carbono em projetos florestais existem e são baseados em princípios geralmente aceitos de inventário florestal, amostragem de solo e levantamentos ecológicos (MACDICKEN, 1997; WATSON et al., 2000).

A competência em medir o carbono armazenado e retido nas florestas, com rigor e precisão, está ganhando cada vez mais a atenção e, no mundo, já existem muitos projetos florestais pilotos, que estão sob alguma fase de implementação, e muita experiência foi adquirida com relação à medição, monitoramento e contabilização dos créditos de carbono (BROWN, 2002a).

Um exemplo é a metodologia AR-AM 0010 que foi desenvolvida baseada no projeto CDM-AR-PDD “Atividades de Florestamento/Reflorestamento ao redor das margens dos reservatórios das hidrelétricas da AES-Tietê” e, é aplicável para a categoria de projetos de florestamento e reflorestamento (A/R) implantados em pastagens não manejadas em área de reserva ou protegidas, que não são prováveis de serem convertidas em qualquer outro uso do solo exceto florestal e, que não tem o potencial de serem revertidas em floresta sem intervenção humana. São avaliados apenas a biomassa acima e abaixo do solo como reservatórios de estocagem de carbono, excluindo portanto a madeira morta, a serapilheira e o solo (MCT, 2009).

2.3.1 Carbono na Parte Aérea e Raízes

O estoque de carbono dos ecossistemas tropicais está contido principalmente na biomassa florestal, a qual deve ser primeiramente quantificada de maneira confiável (SANQUETTA, 2002), e posteriormente transformada em carbono através da multiplicação do peso da biomassa seca pelo teor de carbono (MIRANDA, 2008).

A biomassa florestal, tanto acima quanto abaixo do solo, pode ser acessada diretamente, por meio de amostragem destrutiva, ou através de modelos alométricos de predição (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005, SILVEIRA et al., 2008; VIERA et al., 2008).

O método direto implica no abate da árvore individual e pesagem em campo de

todo material vegetal separadamente em componentes (folhas, tronco, galhos e raízes), e na determinação de peso seco em estufa a partir da coleta de amostras de cada componente. A seleção das árvores a serem abatidas na amostragem é realizada mediante um inventário florestal piloto, com o objetivo de se conhecer a distribuição diamétrica da floresta, e fazer a derrubada de um determinado número de árvores de cada classe diamétrica, abrangendo todas dimensões existentes na floresta (HIGUCHI et al., 1998; SANQUETTA; BALBINOT, 2004).

No entanto, tais determinações diretas são geralmente onerosas e não são efetuadas em grandes extensões, se restringindo a pequenas amostras tomadas na população para ajustar e calibrar os modelos empregados nas estimativas de biomassa (SANQUETTA, 2002).

Assim sendo, a outra forma de se estimar biomassa, no caso de forma indireta, é através da utilização modelos alométricos de estimativa, desenvolvidos a partir do ajuste de equações pelo uso de técnicas de regressão. Este é o procedimento mais comum (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005; TIEPOLO; CALMON; FERRETTI, 2002), no qual baseando-se nos dados das árvores abatidas juntamente com o peso seco de cada componente, é realizada uma relação destes dados com as variáveis dendrométricas usuais, por meio de análise de regressão (SILVEIRA, 2008), em que o coeficiente de determinação ou outras estatísticas são utilizadas para selecionar o melhor modelo (VISMARA, 2009).

A biomassa abaixo do solo é o componente mais difícil e demorado de ser quantificado, em qualquer ecossistema florestal, devido às dificuldades operacionais, além de que os métodos geralmente não são padronizados (BRITZ et al., 2006; CAIRNS et al., 1997). A metodologia típica consiste em abertura de trincheiras, especialmente distribuídas, para contabilização de raízes médias e finas, e escavação total para quantificação de raízes grossas e, da mesma forma que a biomassa acima do solo, aplica-se o método de análises de regressão, para o desenvolvimento de modelos alométricos para estimativa da biomassa de raízes (BROWN, 2002b).

Nos estudos de produtividade florestal, segundo Clark et al. (2001b) os componentes subterrâneos são muitas vezes ignorados ou são estimados sob alguma proporção teórica da biomassa acima do solo.

Quanto à transformação da biomassa em carbono, o ideal seria realizar uma análise de teor de carbono por componente (folhas, tronco, galhos e raízes). Porém, normalmente é empregado um teor fixo de 50% de carbono (MACKDICKEN, 1997), devido principalmente aos custos de análise e, também porque de uma forma geral não são encontradas grandes diferenças nos teores de carbono entre as espécies dentro de um mesmo componente (MIRANDA, 2008).

Para os plantios de restauração de Cerradão, Melo et al. (2009) utilizando equação alométrica própria desenvolvida a partir de árvores locais abatidas, e teores de carbono determinados especificamente para as espécies, encontrou os seguintes valores, para os 7 anos de idade, de biomassa e carbono fixados na parte aérea e raízes, conjuntamente, de $39,0 \pm 9,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $15,2 \pm 3,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$, e os respectivos incrementos médios anuais, de $6,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $2,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Melo e Durigan (2006) estudando reflorestamentos ciliares em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, com idades entre 1 e 28 anos em diferentes tipos de solos e, utilizando a equação sugerida por Brown et al. (1997) e 50% de C na matéria seca, encontraram estoques de carbono na parte aérea das árvores variando entre 0,6 e $149,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$, com taxa média de fixação de $5,2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A respeito da alocação de biomassa subterrânea, Forster e Melo (2007) com base na observação de 120 árvores abatidas em reflorestamentos heterogêneos de espécies nativas, entre 5 e 36 anos, verificaram 20% de biomassa de raízes em proporção à biomassa total, com variações entre espécies que vão de 11 à 39%, e comentaram haver variação em função da idade da árvore sendo maior a proporção na fase inicial de desenvolvimento dos indivíduos. Recomendaram, portanto, que estudos sobre a quantificação de biomassa visando à avaliação do potencial de fixação de carbono por reflorestamentos heterogêneos não devem desprezarem a biomassa de raízes, visto que sua contribuição para a biomassa total das árvores é bastante expressiva. Comparativamente, em plantios de *Eucalyptus* com 7 anos, o sistema radicular representa de 20 a 30% da biomassa total, sendo os maiores valores associados aos ambientes mais estressantes (maior déficit hídrico) (STAPE, BINKLEY, RYAN, 2004).

2.3.2 Carbono no Solo

O carbono do solo inclui os resíduos vegetais, animais e microbianos em todos os estágios de decomposição, e muitos destes compostos estão intimamente associados com as partículas inorgânicas do solo. Este carbono também inclui resíduos de cinzas oriundas de queimas da vegetação. A quantidade de C armazenado no solo resulta do saldo líquido, entre a taxa de entrada e, taxa de mineralização de cada um dos compartimentos do carbono orgânico descritos acima (POST; KWON, 2000).

As mudanças no uso do solo, particularmente na conversão para os sistemas agrícolas, podem reduzir o estoque de C do solo, através de sua oxidação e processos erosivos (GUO; GIFFORD, 2002). Assim, teoricamente, o reflorestamento e manejo de plantações florestais, nestes solos agrícolas ou pastagens, tem o potencial de aumentar o estoque de C no solo (LAL, 2005).

A taxa de seqüestro de C no solo depende da complexa interação entre o clima, o tipo de solo, a composição de espécies, o manejo florestal adotado, e a composição química da serapilheira (LAL, 2005). O acúmulo de carbono orgânico nos solos de plantações florestais é afetado pelas espécies de modo que algumas produzem e acumulam mais serapilheira e raízes que outras, e essas diferentes taxas de produção de matéria orgânica eventualmente influencia o carbono orgânico do solo (GUO; GIFFORD, 2002).

Segundo Post e Kwon (2000), há muitos fatores e processos que determinam a direção e a taxa de variação no estoque de C no solo, quando a vegetação e práticas de manejo do solo são alteradas. Guo e Gifford (2002) explicam que, as perturbações ocasionadas pelo preparo de solo durante o estabelecimento de plantações florestais, podem resultar em alta decomposição da matéria orgânica e perdas de C, ocorrendo em diferentes taxas em diversas partes do perfil do solo.

As pastagens de gramíneas mantém continuamente uma cobertura de vegetação, diminuindo a temperatura do solo, e algumas vezes apresentam altas produtividades e taxas de ciclagem, que adicionam matéria orgânica ao solo, particularmente da biomassa abaixo do solo (BROWN; LUGO, 1990; GUO; GIFFORD, 2002; POST; KWON, 2000).

Post e Kwon (2000), concluíram que, as plantas lenhosas são menos efetivas que as gramíneas perenes, em alguns ambientes, na estocagem de C ao solo, embora as árvores produzam maiores quantidades de material recalcitrante e portanto, de baixa taxa de decomposição, e a maiores profundidades no perfil do solo.

Gabor (2003) avaliou as potencialidades dos solos arenosos sob pastagens para o seqüestro de C, e obteve como estimativa de estoque médio 30,3 Mg C ha⁻¹ para a camada de 0-30 cm de profundidade. Em outro sítio arenoso, o estoque médio de carbono encontrado por Nogueira Jr. (2010), em Argissolo de textura arenosa, em reflorestamentos e locais de mata nativa de Floresta Estacional Semidecidual, foi de 39,1 Mg C ha⁻¹ até 40 cm de profundidade.

O aumento na produção de biomassa florestal, por si só, pode não necessariamente, aumentar o estoque de C no solo, mas, através do preparo adequado do solo, de sua drenagem, do cultivo de espécies de alta produtividade, da fertilização, e da conservação do solo e dos recursos hídricos, tal incremento pode ser alcançado (LAL, 2005).

Apesar da importância do potencial de seqüestro de carbono no solo, existem poucos projetos que consideram, explicitamente, o manejo do solo como prática de mitigação de emissões (BROWN; MASERA; SATHAYE, 2000). Segundo García-Oliva e Masera (2004), os desafios relacionados à inclusão do solo como reservatório para o seqüestro de carbono incluem: complexas respostas dos estoques de C do solo para atividades de mudança de uso do solo, tanto em termos da magnitude e direção das mudanças esperadas, a necessidade de monitorar pequenos incrementos em relação a grandes reservatórios, longos períodos de tempo para acumulação, alta variabilidade local no teor de C, e procedimentos relativamente caros de quantificação.

2.3.3 Carbono na Serapilheira

A serapilheira atua na superfície do solo como um sistema de entrada e saída de nutrientes ao ecossistema, através dos processos de produção e decomposição (MARTINS, 1999).

Segundo Brown e Lugo (1982), a produção anual de serapilheira é variável entre os ecossistemas florestais, porém, assim como a quantidade de matéria orgânica armazenada nas plantas e, em menor grau, no solo, a quantidade de serapilheira depositada no ano, possui uma relação significativa com a razão entre temperatura e precipitação (T/P). Esta constatação sugere que a disponibilidade de água no solo, determinada pelos fatores bióticos do clima influenciam diretamente nos processos de ciclagem de nutrientes.

Porém, a biomassa de raízes e a taxa de ciclagem são os determinantes mais importantes para o acúmulo de C orgânico no solo de florestas, do que a entrada de serapilheira no sistema, pelo menos em curto prazo (BROWN; LUGO, 1993).

A taxa de decomposição da serapilheira, depende além dos fatores climáticos, do tipo de material depositado, no que refere-se a característica recalcitrante, a qual é explicada principalmente pela relação C/N e de sua composição química (AERTS, 1997). Estes dois processos são particularmente importantes na restauração da fertilidade do solo em áreas em início de sucessão ecológica (EWEL, 1987).

Assim sendo, para o sucesso da restauração florestal, é imprescindível a recuperação do nível de fertilidade do solo, assim sendo, os plantios devem considerar, não só a utilização de espécies florestais de rápido crescimento, mas também que sejam capazes de melhorar o solo por meio do aporte de matéria orgânica, como o caso das leguminosas ou adição de fertilizante (GONÇALVES; NOGUEIRA JR.; DUCATTI, 2008).

2.4 Práticas silviculturais na restauração

Em áreas agrícolas altamente degradadas, os plantios florestais com espécies nativas tem o potencial de catalisar o processo de sucessão florestal (ENGEL; PARROTTA, 2001). Porém, sabe-se que tais ambientes apresentam muitos fatores de estresse às plantas (lumínico, térmico, hídrico, nutricional ou biológico), que podem impedir seu estabelecimento em campo (LARCHER, 2006).

Com o objetivo de reduzir ou eliminar as condições de estresse impostas pelo ambiente, as práticas silviculturais podem aumentar o grau de sucesso de sistemas de

recuperação de áreas degradadas (IANNELLI-SERVIN, 2007). Assim, o preparo de solo adequado, o controle de matocompetição e de pragas florestais e adubações complementares, podem favorecer as espécies nativas plantadas em relação à disponibilidade de recursos, aliviando o estresse do ambiente, resultando no sucesso da implantação da floresta restaurada (STAPE et al., 2006).

Campoe, Stape e Mendes (2010) encontraram grandes respostas da silvicultura intensiva, fertilização e sobretudo controle da matocompetição, sobre o incremento da biomassa de vinte espécies nativas, abrindo uma nova oportunidade para o desenvolvimento de estratégias bem sucedidas de restauração de longo prazo.

Por conseguinte, a restauração florestal aliada ao manejo intensivo, pode representar importante ferramenta para seqüestro de C em ambientes tropicais degradados (SCHULZE et al., 2000).

Melo e Durigan (2006) assinalaram que há grande variação no incremento de biomassa de plantios de restauração em faixas ciliares, que não é explicada apenas pela idade e devem depender do tipo de solo e, provavelmente, das técnicas silviculturais adotadas para o manejo florestal. Ainda foi possível encontrar áreas em que o estoque de biomassa era superior ao estoque de florestas naturais maduras.

2.5 Alocação de biomassa

A alocação de carbono exerce um papel crítico no ciclo do carbono dos ecossistemas florestais, distribuindo os produtos da fotossíntese entre respiração e produção da biomassa, tecidos temporários ou de vida longa, e componentes acima do solo e subterrâneos (LITTON; RAICH; RYAN, 2007).

Segundo Litton, Raich e Ryan (2007), diversos estudos estão sendo realizados a respeito deste tema, porém a terminologia empregada na literatura é inconsistente e possui muitas ambigüidades. Para estes mesmos autores, o termo alocação é diferente de partição, sendo o último definido como o fluxo de carbono para determinado componente como uma fração da fotossíntese total, expressa em porcentagem (%) ou proporção (0-1, sem unidades). Estes coeficientes de partição são informações utilizadas pelos modelos baseados em processos de ecossistemas terrestres de

ciclagem de carbono, para determinar qual a proporção da fotossíntese, cada componente recebe. Num determinado momento ou idade da floresta, a porcentagem ou alocação de biomassa entre os seus componentes não representa a partição dos fotosintetizados, uma vez que as ciclagens não são incorporadas.

A maioria das pesquisas sobre a alocação de carbono têm se concentrado na avaliação dos padrões de acúmulo de biomassa, como por exemplo, a relação raiz:parte aérea (R/A) (CAIRNS et al., 1997), ou a produtividade primária líquida (CLARK et al., 2001a; 2001b; RANDERSON et al., 2002), porém não se sabe se esses indicadores representam boas estimativas da fração de fotossíntese anual utilizada por componentes individuais (LITTON; RAICH; RYAN, 2007).

Segundo Mokany, Raison e Prokushkin (2006), a interpretação fisiológica da razão R/A não é simples, restringindo-se ao investimento diferencial de fotossíntese entre os órgãos da parte aérea e subterrânea. Segundo estes mesmos autores, esta razão representa apenas os efeitos líquidos da alocação de carbono, e não incorpora a perda considerável de carbono resultante da respiração e senescência (ciclagem). Além disso, a relação R/A pode refletir as respostas acumuladas da vegetação quanto às influências dos componentes bióticos, abióticos e do manejo adotado (CAIRNS et al., 1997).

Os fatores bióticos estudados que podem variar estes padrões de alocação são a idade e o tipo de espécie (angiospermas ou gimnospermas), quanto aos componentes abióticos podem estar relacionadas à umidade do solo e disponibilidade de nutrientes.

A teoria sugere que atenuando as limitações nutricionais e hídricas, para o crescimento da planta, a alocação relativa de carbono (C) deve mudar das raízes e micorrizas, onde os fotoassimilados são utilizados para a captura de nutrientes e água, para as folhas e caules, onde os fotoassimilados são usados para captura de luz (CANNELL; DEWAR, 1994).

As mudanças na alocação de carbono afetam tanto o crescimento de plantas individuais, bem como a biogeoquímica terrestre via influências da qualidade do material depositado como serapilheira e taxas de decomposição, o seqüestro de carbono e nitrogênio, e as trocas de gases entre planta-atmosfera (FRIEDLINGSTEIN et al., 1999).

Assim, uma melhor compreensão dos padrões de alocação na biomassa florestal, bem como os fatores que a regulam, é necessária para muitas aplicações, incluindo, a avaliação da mudança na estrutura da floresta e vários aspectos das alterações globais (DIXON et al., 1994).

2.6 Florestas Maduras

O uso de modelos alométricos para estimativa de biomassa em florestas tropicais maduras é essencial para o estudo do armazenamento e trocas de carbono, porém, infelizmente, nem todas as áreas possuem equações próprias, e estudos destrutivos para o desenvolvimento de novos modelos são caros, trabalhosos, e difíceis de se realizar em áreas de conservação, como é o caso da Mata Atlântica (VIERA et al., 2008).

Tais equações são de fácil aplicação, e podem ser específicas para um determinado local, quando elaborada para um ecossistema particular, ou gerais que podem ser utilizadas para estimar a biomassa em diferentes locais (VIERA et al., 2008). No entanto, é preciso estar atento a estes empregos, visto que o total de biomassa acima do solo varia por região geográfica, tipo de região (úmida, encharcada ou seca), tipo florestal, estrutura florestal e grau de distúrbio da floresta (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989).

Outro aspecto relevante é que nenhuma das equações de regressão deve ser utilizada para estimar a biomassa de árvores cujo diâmetro excede em muito a faixa abrangida nos dados originais (BROWN, 1997; VIEIRA et al., 2009).

Na tabela 1, são listadas quatro equações alométricas de florestas maduras, usualmente referidas em literatura.

Tabela1 – Modelos alométricos de estimativa da biomassa seca acima (BPA) e abaixo do solo (BRA), para florestas tropicais. Para estimativa de BRA (kg), as equações podem incluir o diâmetro DAP (cm) e a densidade básica específica da madeira “ ρ ” (g cm^{-3}). Para a equação de Cairns et al. (1997), BRA é estimada em função de BPA, ambas em nível de parcela (Mg ha^{-1})

| Referência | Modelo Alométrico | Faixa DAP | R ² |
|--------------------------------|---|------------|----------------|
| <i>Biomassa acima do solo</i> | | | |
| Brown (1997) | $BPA = \exp(-1,996+2,32*\ln(\text{DAP}))$ | 5 – 40 cm | 0,89 |
| Tiepolo et al. (2002) | $BPA = 21,297-(6,953*\text{DAP})+(0,74*(\text{DAP}^2))$ | 4 – 116 cm | 0,910 |
| Chave et al. (2005) | $BPA = \exp(-2,187+0,916*\ln(\rho*\text{DAP}^2*H))$ | 5 – 156 cm | 0,989 |
| <i>Biomassa abaixo do solo</i> | | | |
| Cairns et al. (1997) | $BRA = \exp(-1,085+0,9256*\ln(\text{BPA}))$ | - | 0,83 |

Chave et al. (2005) desenvolveram modelos alométricos pan-tropicais, utilizando dados de 28 locais em florestas tropicais em uma ampla faixa de latitude (12° S e 25° N), os quais foram separados por tipos de florestas, secas, úmidas e encharcadas, para estimativa da biomassa acima do solo, baseada em DAP, altura total e da densidade da madeira. Segundo estes autores, as variáveis mais importantes na predição da biomassa acima do solo são em ordem decrescente: diâmetro do tronco, densidade básica da madeira, altura total e tipo de floresta.

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.

Contudo, Vieira et al. (2009) realizou observações para a Mata Atlântica e sugerem que para este bioma, o modelo pan-tropical proposto por Chave et al. (2005) pode ser utilizado com confiança, uma vez que o mesmo engloba o DAP a altura e a densidade da madeira.

A densidade da madeira se correlaciona com inúmeras propriedades morfológicas, mecânicas, fisiológicas e ecológicas das árvores, e portanto, torna-se uma variável crucial nos protocolos de estimativa de biomassa, e nos programas de contabilidade de carbono de florestas tropicais secundárias e maduras (CHAVE et al., 2006). Este autor realizou uma extensa revisão para explorar dados de densidade da madeira em 2456 espécies de árvores neotropicais, além de, fornecer diretrizes para

estimá-la em nível de gênero e família, quando a informação por espécie não está disponível, sabendo que 74% da variação em nível de espécie foi explicada pelo gênero e, 25% pelo família.

A biomassa abaixo no solo, principalmente no caso de florestas maduras, é comumente estimada através de modelos alométricos já desenvolvidos, devido a dificuldade de aplicação de métodos destrutivos, por motivo de impossibilidade de corte e supressão em áreas de remanescentes florestais, que são protegidos por lei como é o caso da Mata Atlântica (BURGER; DELITTI, 2008).

Cairns et al. (1997) fez uma revisão que incluiu mais de 160 estudos em florestas tropicais, temperadas e boreais, que relataram tanto biomassa aérea como de raiz, e chegaram a uma equação significativa da densidade de raízes versus biomassa aérea. As análises de regressão que mostraram que a biomassa aérea e categoria latitudinal foram as variáveis preditoras mais importantes na estimativa da biomassa de raiz, e explicaram juntos 84% da variação.

Brown (2002b) explica que a abordagem mais prática e econômica para estimar a biomassa subterrânea é melhorar o modelo de biomassa de raiz com base em biomassa aérea proposto por Cairns et al. (1997).

Clark et al. (2001a) em estudos de produtividade de florestas tropicais, constataram que as árvores maiores de 10 cm de diâmetro, constituem até 90% do crescimento da biomassa florestal, sendo suficiente para as estimativas de incremento acima do solo.

Estima-se que a vegetação do sub-bosque em florestas tropicais úmidas maduras geralmente é composta por menos de 3% da biomassa aérea (BROWN, 1997), e devido aos baixos níveis de luz incidente no solo destas florestas, a contribuição deste estrato para o total de incremento de biomassa é desprezível (CLARK et al., 2001). Em relação as árvores mortas, estes mesmos autores afirmam que, a não contabilização, pode subestimar de 1-3% da biomassa acima do solo, correspondente a proporção de mortalidade anual em florestas tropicais.

Para posterior transformação das estimativas de biomassa (Mg ha^{-1}) em estoque de carbono (Mg C ha^{-1}), normalmente é empregado o teor de C de 50% da matéria seca, que é o recomendado pelo IPCC e por MacDicken (1997).

O projeto “Contra o Aquecimento Global em Guaraqueçaba”, localizado no Paraná, abrange seis tipos de florestas em área de domínio da Mata Atlântica, e utilizou a equação desenvolvida por Brown (1997) para estimativa da biomassa, a qual foi verificada e ajustada, por meio de amostragem destrutiva de alguns exemplares. A média geral ponderada para todos os tipos de floresta foi de 108 Mg C ha^{-1} , dos quais 74% está na biomassa viva acima do solo (TIEPOLO; CALMON; FERRETTI, 2002). A quantidade de madeira morta representou cerca de 5% e a serapilheira e sub-bosque conjuntamente representaram cerca de 3,6% do estoque de carbono total. Para as florestas mais jovens, o sub-bosque e serapilheira representaram 19% da biomassa acima do solo e, portanto, é um componente mais significativo (BROWN et al., 2002b; TIEPOLO; CALMON; FERRETTI, 2002).

Britez et al. (2006), em estudos de biomassa para diferentes formações florestais da Floresta Atlântica, avaliou 15 amostras da Floresta Estacional Semidecidual empregando a equação alométrica de Brown (1997) e 50% como teor de carbono, encontrou valores que variaram desde 61 Mg C ha^{-1} , em áreas bastante alteradas, e o máximo foi de 178 Mg C ha^{-1} (média de $108,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Segundo o autor, os valores devem estar subestimados, devido à extração de árvores de grande porte no passado.

Durigan e Melo (2006), aplicaram a equação de Brown (1997) para dados de inventários de áreas de Floresta Estacional Semidecidual localizadas em mata ciliar natural madura, em que o critério de inclusão na amostragem foi de árvores com DAP $\geq 5 \text{ cm}$, e relataram o valor de $79,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$, após o emprego do teor de C de 0,5 aos valores estimados de biomassa.

Cesar (1993) em estudos de produção de serapilheira em área remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (Barreiro Rico) determinou a média anual de serapilheira depositada de $8,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Quanto aos estudos de estoque de C no solo de um ecossistema nativo, para Bernoux et al. (2002), este valor reflete a capacidade potencial que o mesmo possui para seqüestro de C da atmosfera, e além disso, a UNFCCC declara a importância de uma maior compreensão dos níveis nacionais de armazenamento de C nos ecossistemas florestais. Os mesmos autores estimaram que, a camada de 0-30 cm dos solos sob Floresta Estacional Semidecidual, continha uma média de $41,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área e delineamento experimental

O ensaio “Modelos de Recuperação de Áreas Degradadas da Mata Atlântica” foi instalado em março de 2004, através de convênio entre ESALQ/IPEF e Petrobrás, na Estação Experimental de Ciências Florestais de Anhembi da Universidade de São Paulo, em área destinada à Reserva Legal ao longo do reservatório de Barra Bonita. O ensaio está localizado a 22°40' de latitude Sul e 48°10' de longitude Oeste, a 455 m de altitude em solo arenoso e profundo. O clima é mesotérmico Cwa (Köeppen), com verões quentes e chuvosos e invernos moderadamente frios e secos, a temperatura média anual é de 23,0°C e a precipitação média anual 1.100 mm com pequeno déficit hídrico anual de 20 mm nos meses secos (abril a setembro).

Situa-se dentro de domínio do Bioma Mata Atlântica, em área classificada como Floresta Mesófila Semidecidual (CESAR, 1988). O solo predominante é classificado como Latossolo Amarelo Distrófico (EMBRAPA, 1999), contendo 5% de silte, 13% de argila e 82% de areia.

A instalação foi realizada em área plana, de pastagem de *Brachiaria decumbens* que foi eliminada de forma mecanizada aplicando-se herbicida (princípio ativo glifosato) em área total, na dose de 7 L ha⁻¹. O preparo de solo foi realizado com um subsolador DMB, a 60 cm de profundidade, com distância de 3 metros entre as linhas de preparo. O controle de formigas cortadeiras, dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*, foi feito de forma sistemática em ambos os tratamentos, semestralmente, com isca formicida a base de sulfluramida.

As mudas para plantio foram produzidas no Viveiro Camará, em Ibaté/SP, em tubetes de prolipropileno com 50 cm³, e estando com idades de 120 a 180 dias na data de plantio.

O ensaio está testando 20 espécies nativas locais e possui delineamento fatorial completo 2³, com três fatores de estudo e dois níveis de cada fator, totalizando oito tratamentos, em blocos ao acaso com 4 repetições (32 parcelas experimentais). Há ainda duas parcelas adicionais por bloco: a testemunha, que não possui nenhum tipo de

tratamento e possibilita a comparação das parcelas plantadas com a não ocorrência do plantio (Linha de Base); e uma parcela com fins destrutivos e amostrais, para servirem de fonte de material para estudos de biomassa da parte aérea e raízes.

Os dois níveis de cada um destes três fatores de estudo são: i) Arranjo de espécie (proporção de pioneiras e não pioneiras): 50:50% e 66:34%; ii) Espaçamento de plantio: 3 m x 1 m, com 3.333 plantas ha⁻¹ e 3 m x 2 m, 1.667 plantas ha⁻¹ e iii) Tecnologia silvicultural: manejo usual, e manejo intensivo.

A tabela 2 contém as espécies utilizadas neste estudo, as siglas e a indicação dos grupos sucessionais pela literatura.

Tabela 2 – Relação das 20 espécies nativas utilizadas no ensaio, com sigla, nome popular, científico e família botânica. As espécies com (*) representam aquelas consideradas pioneiras na instalação do ensaio em março de 2004. As espécies estão ordenadas por nome científico dentro da classe sucessional

| Siglas | Nome popular | Nome científico | Família |
|---------------|---------------------|--------------------------------------|----------------------------|
| MO* | Monjoleiro | <i>Acacia polyphylla</i> | Fabaceae (Mimosoideae) |
| SD* | Sangra D'água | <i>Croton urucurana</i> | Euphorbiaceae |
| TI* | Timburi | <i>Enterolobium contortisiliquum</i> | Mimosoideae |
| ML* | Mulungu | <i>Erythrina mulungu</i> | Papilionoideae |
| MT* | Mutambo | <i>Guazuma ulmifolia</i> | Malvaceae |
| AL* | Algodoeiro | <i>Heliocarpus americanus</i> | Tiliaceae |
| AC* | Açoita Cavalo | <i>Luehea divaricata</i> | Tiliaceae |
| CF* | Canafístula | <i>Peltophorum dubium</i> | Fabaceae (Caesalpinoideae) |
| AM* | Amendoim Bravo | <i>Pterogyne nitens</i> | Fabaceae (Caesalpinoideae) |
| AP* | Aroeira Pimenta | <i>Schinus terebinthifolius</i> | Anacardaceae |
| JE | Jequitibá-Branco | <i>Cariniana estrellensis</i> | Lecythidaceae |
| CE | Cedro Rosa | <i>Cedrela fissilis</i> | Meliaceae |
| PA | Paineira Rosa | <i>Ceiba speciosa</i> | Malvaceae |
| FB | Figueira Branca | <i>Ficus guaranitica</i> | Moraceae |
| JT | Jatobá | <i>Hymenaea courbaril</i> | Fabaceae (Caesalpinoideae) |
| JA | Jacarandá | <i>Jacaranda cuspidifolia</i> | Bignoniaceae |
| DE | Dedaleiro | <i>Lafoensia pacari</i> | Lythraceae |
| CB | Cabreúva | <i>Myroxylon peruiferum</i> | Papilionoideae |
| LA | Lapacho | <i>Poecilanthe parviflora</i> | Papilionoideae |
| IR | Ipê-Roxo-de-Bola | <i>Tabebuia impetiginosa</i> | Bignoniaceae |

Nem todos tratamentos foram utilizados para realização deste estudo, utilizando-se especificamente, apenas o arranjo de 50% de pioneiras e 50% de não pioneiras, e o espaçamento de 3 m x 2 m, por serem os mais utilizados em áreas de restauração no estado de São Paulo. Cada parcela é composta de 14 linhas por 15 plantas, no espaçamento de 3 m x 2 m, totalizando uma área total de 1260 m², com 210 plantas. A área útil, onde são realizadas as avaliações, tem 12 linhas por 11 plantas, devido à bordadura simples entre-linhas e duplas entre-plantas, totalizando 792 m² e 132 plantas. As linhas de bordadura existem para evitar que determinado tratamento aplicado a uma parcela interfira na parcela vizinha.

As espécies foram distribuídas de forma aleatória dentro das parcelas totais, sempre numa disposição alternada de pioneira e não pioneira, na linha (Figura 1, Tabela 2).

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 |
|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 1 | JE | ML | JE | AP | CB | AM | CE | ML | DE | AP | JT | CF | DE | AL | JT |
| 2 | AM | CB | TI | CB | AM | FB | CF | JT | AM | FB | CF | CB | MO | FB | ML |
| 3 | PA | AL | PA | AL | CE | ML | JE | AP | CE | AL | CE | SD | DE | MT | JE |
| 4 | AL | FB | MT | JA | MT | LA | ML | JA | ML | JE | MT | IR | CF | JA | AC |
| 5 | CE | AP | LA | TI | JT | AP | JA | MO | LA | MO | FB | MT | JT | AP | DE |
| 6 | MT | IR | AL | FB | TI | PA | TI | FB | AM | FB | AC | IR | SD | JA | CF |
| 7 | CE | MO | CE | AP | JE | MO | PA | SD | PA | SD | JT | SD | CE | TI | LA |
| 8 | AC | CB | CF | IR | MO | CB | CF | PA | ML | JA | CF | JA | ML | FB | AC |
| 9 | PA | AL | CB | AM | JE | SD | PA | AP | JT | AL | DE | AC | LA | AC | JE |
| 10 | MT | IR | AL | FB | AC | DE | TI | IR | ML | IR | AM | JA | ML | LA | SD |
| 11 | CE | MO | CE | CF | CB | MT | LA | MT | IR | TI | CB | AP | DE | AP | JT |
| 12 | MO | PA | AP | DE | MO | DE | MO | JE | AM | DE | AC | JE | AC | FB | TI |
| 13 | CB | AL | CB | AM | LA | SD | IR | AP | JT | AL | CE | AC | JT | TI | PA |
| 14 | AP | IR | SD | IR | SD | LA | SD | JA | SD | LA | SD | JA | AL | JT | CF |

Pioneiras
 Sec. Iniciais
 Sec. Tardias
 Climáticas

Figura 1 – Croqui com a distribuição espacial das espécies nas parcelas com espaçamento 3 x 2 m e arranjo de 50% pioneira e 50% não pioneira. As siglas para as espécies estão na Tabela 2. A área delimitada representa a parcela útil

Quanto à tecnologia silvicultural, utilizaram-se dois níveis, ditos Usual e Intensivo, detalhados a seguir:

Manejo Usual - Manejo menos intensivo, representado por preparo de solo com subsolagem a 60 cm de profundidade, e abertura de covas. A adubação de base

consistiu-se no uso de 120 gramas por planta de super fosfato triplo, aplicado pós plantio, em duas covetas laterais. O controle da re-infestação da *Brachiaria* foi efetuado pela capina manual na linha de plantio, numa faixa de 1 m (50 cm de cada lado da linha), e roçada mecânica na entrelinha até o 2º ano. Após o 2º ano, não se fez mais o controle da matocompetição. O controle de formiga foi feito de forma sistemática, semestralmente, com isca formicida a base de sulfluramida.

Manejo Intensivo – Manejo sem mato-competição e sem limitação nutricional, representado por preparo de solo com subsolagem a 60 cm de profundidade e abertura de covas. A adubação de base consistiu no uso de 120 gramas por planta de super fosfato triplo, aplicado pós plantio, em duas covetas laterais, 2 toneladas por hectare de calcáreo dolomítico com 12 meses e uma adubação de manutenção aos 12 e 24 meses, de 90 gramas por planta de NPK 10-20-10 em coroa. O controle da reinfestação da *Brachiaria* foi efetuado pela capina manual na linha de plantio, numa faixa de 1m (50 cm de cada lado da linha) e capina química, com glifosato, na entrelinha, a cada 3 meses, de forma que a área sempre esteve livre de matocompetição. O controle de formiga foi feito de forma sistemática com isca formicida à base de sulfluramida.

Assim, neste trabalho temos dois tratamentos (silvicultura usual e silvicultura intensiva) em quatro repetições por tratamento (blocos).

3.2 Estoque de C no Solo

A variação de carbono no solo foi determinado a partir dos dados de estoque obtidos inicialmente durante a instalação do ensaio e da avaliação aos 6 anos, cuja metodologia segue idêntica a que foi utilizada no momento do plantio.

O teor de carbono e densidade do solo foi avaliado na camada de 0-30 cm de profundidade das parcelas dos tratamentos usual e intensivo de todos os blocos, estimando-se o estoque de C do solo pela equação (1):

$$C_{\text{solo}} = 0,1 \cdot C\% \cdot \rho \cdot P \quad (1)$$

Onde:

C_{solo} equivale ao estoque de carbono até a profundidade P (Mg C ha^{-1});

C% é o teor de carbono (%);

ρ é a densidade do solo (g cm^{-3});

P é a profundidade da camada de solo (cm).

A densidade do solo foi obtida através do método de amostras indeformadas de volume conhecido. Coletaram-se amostras indeformadas com anel volumétrico de 100cm^3 nas parcelas monitoradas de solo em dois pontos de cada parcela, um na linha e outro na entrelinha, em 2 profundidades (0-15cm, 15-30cm).

Para determinação da densidade do solo, as amostras foram secas em estufa a 65°C e pesadas em balança analítica com capacidade de até 3 kg e precisão de 0,05 g.

O valor da densidade do solo foi determinado através da equação (4):

$$D_{\text{solo}} = M_s / V \quad (2)$$

Onde:

D_{solo} é a densidade do solo (g cm^{-3});

M_s é a massa seca da amostra (g);

V é o volume de solo amostrado (cm^3).

Este procedimento para determinação da densidade do solo foi realizado na instalação e aos seis anos.

Para a determinação do teor de carbono, foram coletadas amostras compostas de solo com auxílio de uma sonda em 2 linhas e 2 entrelinhas, a profundidades de 0-15 cm e 15-30 cm, em 10 posições fixas na linha e 10 posições fixas na entrelinha. As quatro amostras compostas obtidas foram agrupadas por profundidade, obtendo-se duas amostras finais por parcela, de 0-15 e de 15-30 cm, que foram enviadas ao laboratório para determinação do teor de C.

No laboratório, as amostras foram colocadas em estufa a 65°C e após estarem secas foram peneiradas (10 mesh) para armazenamento. Todo este procedimento foi efetuado nas amostras do plantio e aos seis anos.

As 16 amostras de solo da implantação e as 16 amostras de solo do sexto ano tiveram a análise do teor de carbono realizado simultaneamente, e no mesmo equipamento. As amostras de 0-15 cm do tratamento intensivo foram coletadas no plantio antes da calagem, e aos seis anos assumiu-se que todo o carbonato havia sido consumido pela acidez do solo.

O teor de carbono foi determinado no equipamento LECO de combustão com oxigênio no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP, após moagem a 150 mesh.

3.3 Estoque de C na Biomassa

3.3.1 Amostragem Destrutiva

As amostragens destrutivas para determinação das equações alométricas, foram realizadas em todas as 20 espécies, com 4 árvores por espécie. Assim, determinou-se o peso fresco da biomassa arbórea acima e abaixo do solo, e sua conversão para biomassa seca pela determinação do teor de umidade. Para a amostragem utilizou-se duas das parcelas destrutivas (blocos 1 e 3).

Partindo da premissa de que seria necessário desenvolver uma equação adequada a plantios multi-específicos com árvores de diferentes tamanhos, foi feita uma amostragem em que foram selecionados quatro indivíduos das diferentes classes de frequência de área seccional para cada uma das 20 espécies, baseando-se nos dados do inventário de março de 2009.

Após esta pré-seleção, as parcelas destrutivas foram inventariadas e com esses dados, os indivíduos que mais se aproximavam de cada classe por espécie foram localizados e abatidos.

A relação das árvores que foram abatidas encontra-se na Tabela 3. A faixa de valores de área seccional das árvores amostradas variou entre 3,8 e 436,8 cm².

Tabela 3 – Áreas seccionais e alturas, por classes de tamanho (A, B, C e D) das 4 árvores amostradas para cada uma das 20 espécies. As espécies estão ordenadas por nome científico

| Espécie Sigla | Área Seccional | | | | Altura | | | |
|--------------------------------------|----------------------------|-------|-------|-------|-------------|-----|------|------|
| | A | B | C | D | A | B | C | D |
| | -----cm ² ----- | | | | -----m----- | | | |
| <i>Acacia polyphylla</i> | 37,4 | 122,4 | 205,0 | 436,9 | 5,6 | 7,8 | 8,9 | 12,6 |
| <i>Cariniana estrellensis</i> | 3,8 | 7,1 | 11,3 | 31,2 | 1,6 | 2,0 | 3,8 | 3,8 |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 5,3 | 41,9 | 28,3 | 50,3 | 1,3 | 2,4 | 4,4 | 5,1 |
| <i>Chorisia speciosa</i> | 5,3 | 17,4 | 115,0 | 149,6 | 3,5 | 3,4 | 4,1 | 7,2 |
| <i>Croton urucurana</i> | 38,5 | 102,1 | 191,1 | 342,5 | 4,9 | 8,4 | 7,5 | 8,8 |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> | 6,6 | 21,2 | 63,6 | 134,8 | 3,4 | 5,1 | 8,4 | 7,6 |
| <i>Erythrina mulungu</i> | 61,7 | 141,0 | 270,0 | 432,2 | 3,6 | 6,7 | 8,0 | 6,3 |
| <i>Ficus guaranitica</i> | 7,1 | 20,4 | 56,8 | 84,3 | 3,3 | 6,3 | 7,4 | 6,5 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | 4,9 | 21,2 | 50,3 | 113,1 | 2,6 | 7,1 | 5,9 | 10,4 |
| <i>Heliocarpus americanus</i> | 9,1 | 126,7 | 273,2 | 426,4 | 5,1 | 6,6 | 7,6 | 8,4 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | 7,6 | 19,6 | 34,2 | 65,0 | 2,9 | 5,6 | 5,3 | 6,9 |
| <i>Jacaranda cuspidifolia</i> | 7,1 | 9,6 | 31,2 | 83,3 | 4,0 | 4,1 | 10,6 | 10,1 |
| <i>Lafoensia pacari</i> | 15,9 | 18,9 | 22,9 | 45,1 | 4,4 | 7,7 | 6,9 | 6,3 |
| <i>Luehea divaricata</i> | 11,1 | 26,6 | 61,9 | 121,0 | 3,4 | 5,6 | 6,5 | 6,9 |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 6,2 | 4,3 | 4,9 | 10,2 | 3,1 | 2,3 | 3,2 | 4,7 |
| <i>Peltophorum dubium</i> | 15,9 | 41,9 | 82,2 | 172,0 | 4,1 | 7,7 | 7,5 | 9,0 |
| <i>Poecilanthe parviflora</i> | 4,2 | 4,9 | 10,2 | 13,4 | 2,3 | 3,3 | 4,5 | 3,4 |
| <i>Pterogyne nitens</i> | 4,2 | 11,3 | 30,5 | 93,3 | 3,1 | 4,4 | 6,9 | 8,8 |
| <i>Schinus terebinthinifolius</i> | 17,5 | 41,2 | 66,8 | 125,7 | 3,9 | 6,7 | 7,0 | 8,3 |

3.3.2 Compartimentalização

As árvores selecionadas (Tabela 3), logo que abatidas, tiveram tomadas as medidas de diâmetro a 30 cm do solo (D30) de todos os fustes, altura total (H) e altura do fuste (Hf) até o diâmetro aproximado de 3 cm na transição tronco – copa.

Para a pesagem as árvores foram divididas nos seguintes componentes:

- I. **Raízes:** todo material radicular com diâmetro maior que 10 mm;

- II. **Tronco:** o material localizado entre o colo e o ponto de inversão morfológica (transição fuste/galhos);
- III. **Galhos:** o material lenhoso acima do ponto de inversão morfológica até diâmetro mínimo de 10 mm;
- IV. **Copa:** tanto folhas como ramos finos abaixo de 10 mm de diâmetro.

Antes da pesagem, todo material vegetal foi devidamente separado em cada um dos componentes e então tiveram seus respectivos pesos verdes totais tomados em campo com balança de capacidade de até 60 kg e precisão de 50 g.

Para determinação do teor de massa seca, para cada indivíduo foi retirada uma amostra de 300g de cada compartimento, exceto do tronco, de onde foram retiradas cinco secções transversais na forma de discos: uma de base (junto ao colo da árvore) e as outras a 25, 50, 75 e 100% da altura do fuste (Hf).

As amostras ainda úmidas foram pesadas em laboratório em balança semi-analítica com capacidade de até 3 kg e precisão de 0,1 g e posteriormente secas em estufa a 65° C até peso constante, quando eram novamente pesadas.

A biomassa total dos diferentes compartimentos das árvores foi calculada em porcentagem de Massa Seca (Ms), obtida a partir das amostras, por meio equação (3):

$$Ms \% = 100 \cdot Ms / Mu \quad (3)$$

Onde:

Ms % é a porcentagem de matéria seca (%);

Ms é a massa seca da amostra (g);

Mu é a massa úmida da amostra (g).

A Densidade Básica da Madeira foi determinada, em laboratório, pelo método da balança hidrostática. Nesse caso, utilizou-se apenas o disco retirado a 25% da altura do fuste de cada indivíduo de cada classe. Os discos foram saturados em água e cortados em cunhas, livres de nós que pudessem alterar o valor da densidade básica. Foram então determinadas para cada uma das duas cunhas, seu Peso imerso em água (Pi) e

seu Peso saturado (P_{sat}), como também sua Peso seco (P_s) após secagem em estufa a 104°C até massa constante. Para o cálculo da Densidade Básica (D_b) de cada cunha foi utilizada a equação (4), e feito a média aritmética simples entre elas para se obter a Densidade Básica (g cm^{-3}) de cada disco. Para se obter esse valor por espécie, foi realizada uma média entre os discos de cada classe.

$$D_b = \rho \cdot P_s / (P_{sat} - P_i) \quad (4)$$

Onde:

D_b é a densidade básica da madeira (g cm^{-3});

P_s é o peso seco da amostra (g);

P_{sat} é a peso saturado da amostra (g);

P_i é o peso imerso da amostra (g);

ρ é a densidade da água (g cm^{-3}).

3.3.3 Equações Alométricas

Para a elaboração dos modelos alométricos, a biomassa foi determinada para três compartimentos: i) Biomassa Lenhosa da Parte Aérea (BLA), incluindo os componentes tronco e galhos; ii) Biomassa da Copa (BCP); iii) Biomassa de Raízes (BRA). O teor de C foi determinado para os compartimentos BLA e BRA, sendo assumido o teor 0,5 para BCP.

Com tais dados, foram realizadas análises de regressão para predição dos compartimentos de biomassa: a primeira tendo como variável resposta a Biomassa Lenhosa da Parte Aérea (BLA) estimada em função das variáveis preditoras diâmetro a 30cm do solo (D_{30}), altura total (H) e densidade básica da madeira (D_b); a segunda, tendo a Biomassa de Raízes (BRA) como variável resposta e a Biomassa Lenhosa da Parte Aérea (BLA) como única variável preditora e; a terceira a Biomassa da Copa (BCP) sendo estimada, em função da Biomassa Lenhosa da Parte Aérea (BLA) e da Biomassa de Raízes (BRA).

Com a equação alométrica selecionada juntamente aos dados do último inventário semestral (março de 2010), foi estimada a biomassa arbórea acima e abaixo do solo de cada árvore, dentro de cada parcela.

3.3.4 Teores de Carbono

Para se obter o teor de carbono (%) dos diferentes compartimentos por espécie, primeiramente as amostras de material vegetal (copa, galhos, tronco e raízes) passaram por moinhos de 60 mesh.

Para esta análise foram selecionados apenas as amostras dos indivíduos mais desenvolvidos, isto é, das classes B, C e D.

Foram então misturadas sub-amostras dos componentes galhos e tronco para cada amostra da mesma espécie, supondo possível aproximação de valores dos teores de carbono entre eles, a fim de serem analisados conjuntamente em amostra composta, representando a parte aérea lenhosa. As amostras do componente raízes, por espécie, foi analisada separadamente. Não foi realizada esta análise para as amostras do componente copa devido ao estado de caducifolia que se encontrava a maioria das espécies no período de abate e dada a grande consistência deste valor (50%) em literatura (STAPE et al., 2008).

As determinações de carbono foram realizadas em analisador de carbono da marca LECO, modelo C-144, específico para tal finalidade pertencente ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura na Universidade de São Paulo (CENA/USP). A metodologia empregada pelo equipamento de combustão com oxigênio, onde a amostra (100 mg) é submetida a temperatura de 1.000°C por cerca de 60 segundos, tempo suficiente para que o aparelho realize a análise e registre automaticamente o resultado do teor de carbono do material analisado.

Os teores de carbono dos compartimentos lenhoso aérea (tronco e galhos) e radicular, por espécie, foram calculados a partir de uma média dos valores analisados de suas três amostras.

3.3.5 Inventário dendrométrico

Para o cálculo da biomassa e conseqüentemente do carbono, foi realizado um censo florestal do ensaio, em que foram tomadas medidas de altura total e diâmetro do fuste a 30 cm (D30), em março de 2010.

A medição de altura foi realizada com a utilização do Clinômetro Eletrônico Haglöf HEC. Convencionou-se como altura total a maior altura dos fustes das árvores (H), no caso de mais de um fuste. Para a medição de diâmetro de fuste foi utilizado paquímetro (precisão 1 mm) para indivíduos menores que 5 cm de diâmetro e suta (precisão 5 mm) para indivíduos maiores de 5 cm de diâmetro. Os valores foram coletados sempre com o instrumento posicionado paralelamente à linha de plantio.

Devido ao comportamento diferenciado das espécies utilizadas no experimento, foram estabelecidos protocolos de medição de diâmetro e altura total. Eram medidos, todos os indivíduos dentro das parcelas úteis (Figura 1), para indivíduos com mais de um fuste media-se apenas os fustes acima de 2 cm de diâmetro, caso todos os fustes fossem menores que 2 cm então, media-se apenas o fuste com a maior altura total.

A partir da equação alométrica e densidades por espécie, obteve-se a biomassa e quantidade de C por compartimento de cada árvore da parcela útil. Com base nestes valores e na área da parcela útil, os totais por parcela foram expandidos para Mg ha^{-1} e Mg C ha^{-1} .

3.4 Estrato Herbáceo e Serapilheira

A biomassa das plantas infestantes, do estrato herbáceo e da serrapilheira foi determinada usando quadrado amostral de 0,71 x 0,71 cm (0,5 m²) em 2 linhas e 2 entrelinhas em três pontos por local, totalizando 3 m² de área de superfície amostrada por parcela. Em cada ponto foram amostradas e pesadas em campo separadamente, as gramíneas e ervas (estrato herbáceo) da serapilheira (Peso Verde Total).

Do total de cada componente foi coletada uma amostra de 300g para determinação da umidade, do teor de carbono. Este material foi seco em estufa a 65°C até atingir peso constante e depois novamente pesado para obtenção da massa seca.

As amostras foram então moídas em moinho de 60 mesh e apenas uma sub-amostra de 100 mg de cada uma foram levadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP para determinação de teor de carbono através do equipamento LECO.

Após estas determinações dos teores de C por compartimento (%), aliadas aos dados da estimativa de biomassa seca por hectare, foi possível calcular os estoques de C para a biomassa do estrato herbáceo (BEH) e para serapilheira (SER), em Mg C ha⁻¹, através da expansão de massa por 6 m² para massa por 10.000 m² (ha).

3.5 Seqüestro de Carbono

O seqüestro de C (ou Produtividade Primária Líquida - PPL) é obtido através do somatório das variações, entre o momento do plantio e o sexto ano de restauração, dos estoques por compartimento, a saber, biomassa lenhosa da parte aérea, biomassa da copa, biomassa das raízes, serapilheira, biomassa do estrato herbáceo e no solo, sendo este total dividido pelos 6 anos de idade.

Assim, a PPL média no sexto ano para o tratamento “i” e bloco “j” foi:

$$\text{PPL } ij = \Delta C [\text{BLA}_{ij} + \text{BCP}_{ij} + \text{BRA}_{ij} + \text{SER}_{ij} + \text{BEH}_{ij} + \text{SOC}_{ij}] / 6 \text{ anos} \quad (5)$$

Onde:

PPL = Seqüestro de C (Mg C ha⁻¹ ano⁻¹)

ΔC = Variação no Estoque de C entre o ano 6 e o ano 0

BLA = Conteúdo de C na Biomassa Lenhosa da Parte Aérea

BCP = Conteúdo de C na Biomassa da Copa

BRA = Conteúdo de C na Biomassa das Raízes

SER = Conteúdo de C na Serrapilheira

BEH = Conteúdo de C na Biomassa do Estrato Herbáceo

SOC = Conteúdo de C no Solo até 30 cm de profundidade

3.6 Floresta Madura

O remanescente florestal escolhido para representar uma floresta madura e avaliar seu estoque de carbono na mesma fisionomia da área de restauração foi a Mata do Barreiro Rico, localizada a apenas 6 km em área contígua à Estação Experimental da USP (Figura 2).

Porém, devido ao histórico da presença antrópica na região a floresta encontra-se atualmente fragmentada em três áreas as quais possuem 1403, 515 e 333 ha (SMA, 2009), sendo que as amostras foram instaladas na área maior (Figura 2).

A área em questão está situada dentro de propriedade particular (Fazenda Bacuri) e recoberta por floresta atlântica de formação caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual (ASSUMPÇÃO et al., 1982).

O solo predominante do fragmento em questão é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (OLIVEIRA et al., 1999).

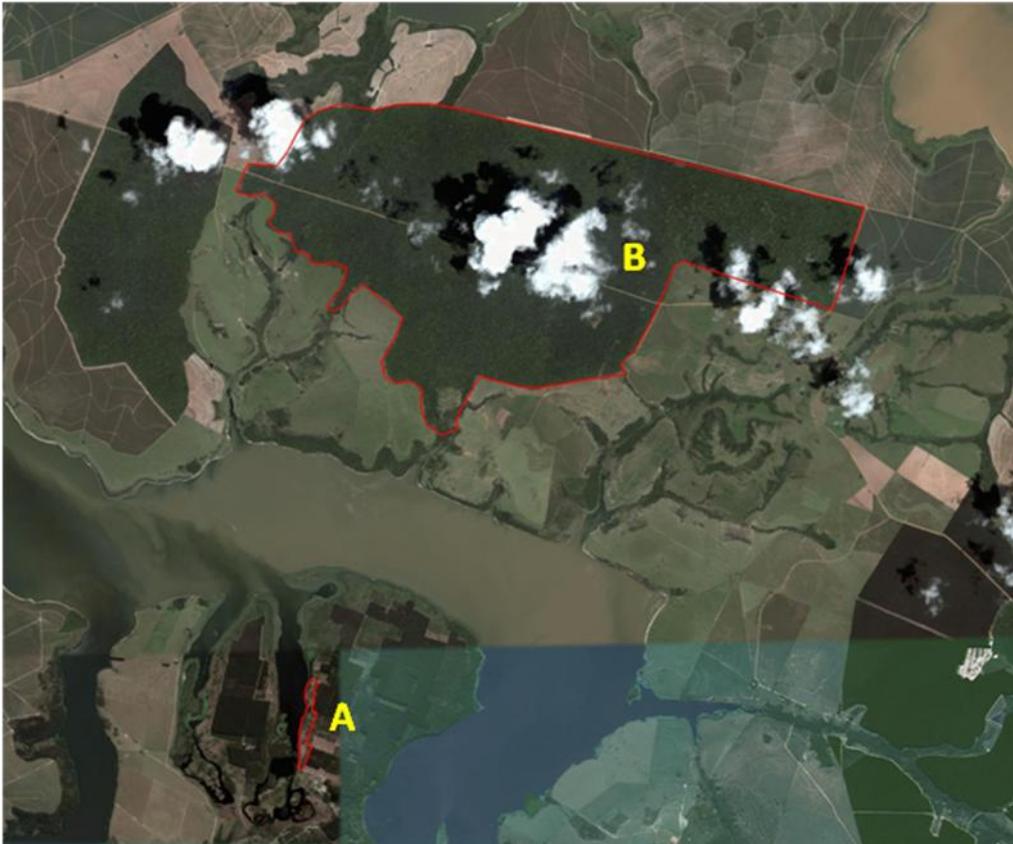


Figura 2 – Fragmento de Mata do Barreiro Rico (B), distante 6 km da Estação Experimental de Anhembi, (A)

3.6.1 Parcelas Permanentes

Foram definidos 10 pontos para instalação das parcelas, escolhidos em locais de floresta madura com baixa antropização e em cada um deles foi instalado 1 transecto amostral de 500 m² (10 m x 50 m). Estas parcelas foram divididas em duas sub-parcelas: A (lado direito do início do transecto) e B (lado esquerdo), onde na sub-parcela A foram padronizado que seriam medidos todos os indivíduos maiores que 5 cm de diâmetro; e na sub-parcela B, os indivíduos maiores de 10 cm de diâmetro, a fim de diminuir o esforço amostral.

Para isto, após a verificação de local adequado com floresta madura foi primeiramente instalado um cano de PVC de 1 m de altura no ponto inicial da parcela, e a partir daí com o auxílio de uma trena de 50 m foram esticados o mais reto possível os

50 m de transecto amostral. No ponto marcando o final da parcela foi instalado novamente um cano de PVC, amarrando-se um fitilho entre estes dois canos, a fim de orientar a amostragem das sub-parcelas.

Antes de se iniciar a mensuração dos indivíduos, no marco inicial da parcela eram tiradas as suas respectivas coordenadas geográficas utilizando um GPS Garmin eTrex.

Em cada uma destas sub-parcelas A e B, as árvores maiores que seu respectivo diâmetro mínimo de inclusão, eram identificadas em campo ou coletados ramos que permitessem identificação dos indivíduos, e então tomadas suas medidas de diâmetro a altura do peito (DAP) e altura total (H).

Também foram instaladas em cada um dos pontos que marcavam o início e o final da parcela, duas parcelas circulares de 1,78 m de raio a fim de visualmente se avaliar a biomassa arbórea e arbustiva regenerante. Esta inspeção visual foi necessária pela restrição de colheita de material na reserva. Dada a escolha de locais menos perturbados estimou-se que a fração do subbosque (abaixo de 5 cm de diâmetro) representaria menos de 2% da biomassa total da parte aérea.

3.6.2 Solo

Foram coletadas amostras de solo compostas em 3 pontos distanciados 20 m entre si dentro do transecto (aos 5, 25 e 45 m do marco inicial da parcela), nas profundidades de 0-15 cm e 15-30 cm para análise de teor de C e, amostras indeformadas para determinação da densidade de solo coletadas no segundo ponto de coleta (25 m), também nas duas profundidades.

Da mesma maneira que no ensaio experimental, o carbono do solo do remanescente florestal foi avaliado na camada de 0-30 cm de profundidade.

3.6.3 Biomassa

Para a quantificação da biomassa arbórea acima do solo foi empregada a equação proposta por Chave et al. (2005), a qual utiliza além do diâmetro e altura, a densidade básica da madeira e que, de acordo com Vieira et al. (2008), é a mais apropriada para a estimativa de biomassa de florestas maduras dentro do bioma Mata Atlântica (Tabela 1).

A densidade da madeira para ser utilizada como variável preditora na equação de Chave et al. (2005), foi baseada na literatura para cada espécie de acordo com a extensa revisão feita também por Chave et al. (2006). Para as espécies não encontradas utilizou-se a média proposta para o gênero e caso não fora encontrado o mesmo, aplicava-se a média da família.

A estimativa da biomassa em Mg por hectare foi realizada separadamente para os indivíduos com diâmetro maior de 10 cm, os quais se incluíam dentro das subparcelas A e B, portanto 500 m² de área de parcela amostrada e, para os indivíduos da classe de 5 - 10 cm de diâmetro, considerou-se apenas os 250 m² da subparcela A.

A biomassa abaixo do solo foi quantificada também através de um modelo alométrico de regressão, o qual utiliza a biomassa acima do solo como variável preditora para estimar a biomassa de raízes (CAIRNS et al., 1997) (Tabela 1).

Para o cálculo do estoque de carbono na biomassa aérea e radicular, utilizou-se um teor de C de 50%. Após o cálculo por árvore e a soma dos valores da parcela, fez-se a extrapolação por hectare, para Mg C ha⁻¹ baseando-se na área das parcelas.

3.6.4 Serapilheira

A serapilheira de cada parcela foi quantificada pela coleta de material depositado a partir da instalação de um quadrado amostral de 0,5 m² nos mesmos 3 pontos de coleta de solo, totalizando 1,5 m² de superfície coletada. Do total de cada componente foi coletada uma amostra de 300g para determinação da umidade e teor de carbono.

O carbono presente na serapilheira também foi estimado conforme metodologia descrita no item 3.4.

3.7 Análise Estatística

Utilizou-se análise de variância (ANOVA), com dois tratamentos (usual e intensivo) e quatro blocos, para todas as variáveis de matéria seca, estoque de C e seqüestro de C totalizadas a nível de parcela. No caso de efeitos significativos, utilizou-se o teste Tukey para comparação das médias, com nível de significância de 5%. As análises foram realizadas com o pacote estatístico SAS 9.1.

Para as análises de regressão das equações alométricas, utilizou-se o software estatístico "R", testando-se os modelos de Schumacher-Hall já amplamente utilizados na literatura, na forma linearizada e logarítmica, log-normal e log-log. Todos estes modelos foram analisados quanto às pressuposições estatísticas do modelo matemático que são: normalidade dos erros e homocedasticidade das variâncias. Para a escolha do melhor modelo foi utilizando do coeficiente de determinação (R^2) e erro padrão residual (S_{yx}).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Biomassa das árvores

A figura 3 ilustra avaliação direta da biomassa da parte aérea, detalhando a mensuração das variáveis dendrométricas (diâmetro e altura) após o abate, e a pesagem do material separadamente por compartimento. Na figura 4 estão ilustradas a escavação para retirada e pesagem da biomassa radicular.



Figura 3 – Avaliação destrutiva da biomassa da parte aérea. Mensuração de altura do Monjoleiro (foto superior), e pesagem de material do tronco do Jatobá (foto inferior)



Figura 4 – Escavação e retirada da biomassa radicular para pesagem de material. Monjoleiro (foto superior), Amendoim-bravo (foto inferior)

A tabela 4 apresenta os dados obtidos a partir amostragem destrutiva, com a amplitude de valores de área seccional, entre os quatro indivíduos avaliados para cada uma das 20 espécies nativas (n = 80).

Tabela 4 – Amplitude de área seccional (AS), biomassa média, e alocação de biomassa para cada uma das 20 espécies amostradas, com quatro indivíduos por espécie. As espécies com (*) representam aquelas consideradas pioneiras na instalação do ensaio

| Espécie | Amplitude de AS (cm ²) | Biomassa média (kg árvore ⁻¹) | Alocação de biomassa (%) | | | |
|--|------------------------------------|---|--------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | | | Copa | Galhos | Tronco | Raízes |
| <i>Acacia polyphylla</i> * | 37,4 - 436,9 | 144,7 | 9 | 35 | 40 | 16 |
| <i>Croton urucurana</i> * | 38,5 - 342,5 | 43,5 | 9 | 30 | 37 | 25 |
| <i>Heliocarpus americanus</i> * | 9,1 - 426,4 | 33,6 | 5 | 32 | 36 | 26 |
| <i>Erythrina mulungu</i> * | 61,7 - 432,2 | 31,2 | 3 | 27 | 26 | 45 |
| <i>Peltophorum dubium</i> * | 15,9 - 172,0 | 27,3 | 2 | 26 | 47 | 24 |
| <i>Schinus terebinthinifolius</i> * | 17,5 - 125,7 | 23,5 | 19 | 42 | 27 | 12 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> * | 4,9 - 113,1 | 13,3 | 12 | 33 | 40 | 16 |
| <i>Pterogyne nitens</i> * | 4,2 - 93,3 | 12,1 | 9 | 25 | 42 | 24 |
| <i>Ficus guaranitica</i> | 7,1 - 84,3 | 11,9 | 11 | 22 | 35 | 32 |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 9,6 - 93,3 | 11,8 | 8 | 33 | 38 | 21 |
| <i>Luehea divaricata</i> * | 11,1 - 121,0 | 10,8 | 14 | 19 | 34 | 33 |
| <i>Jacaranda cuspidifolia</i> | 7,1 - 83,3 | 9,8 | 4 | 36 | 39 | 22 |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> * | 6,6 - 134,8 | 9,7 | 3 | 11 | 53 | 34 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | 7,5 - 65,0 | 8,7 | 7 | 22 | 31 | 40 |
| <i>Lafoensia pacari</i> | 15,9 - 45,1 | 7,3 | 13 | 26 | 35 | 26 |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 5,3 - 149,6 | 5,5 | 3 | 13 | 51 | 33 |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 5,3 - 50,3 | 3,1 | 7 | 8 | 42 | 43 |
| <i>Poecilanthe parviflora</i> | 4,2 - 13,4 | 2,7 | 24 | 18 | 32 | 26 |
| <i>Cariniana estrellensis</i> | 3,8 - 31,2 | 2,2 | 8 | 12 | 36 | 45 |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 6,2 - 10,2 | 2,1 | 30 | 12 | 28 | 30 |
| MÉDIA | 3,8 - 432,2 | 20,7 | 10 | 24 | 37 | 29 |

Nota-se, pela tabela 4, que há grande variação de biomassa por espécie, com valores de 2 a 145 kg por árvore. Conforme esperado, as espécies classificadas como pioneiras apresentaram biomassa média de 35 kg árvore⁻¹, valor este 6 vezes maior do que as espécies não pioneiras (6 kg árvore⁻¹).

Assim como foi apresentado por Kageyama et al. (1989) a divisão das espécies em grupos é utilizada para facilitar a compreensão do desenvolvimento das florestas, e portanto, possui caráter mais didático-interpretativo, do que propriamente ecofisiológico, uma vez que há uma grande sobreposição de tamanho. Este fato, também foi observado, por Campoe, Stape e Mendes (2010) e Iannelli-Servin (2007), que também apontaram este fato, propondo uma reclassificação dos grupos de espécies, no caso das restaurações, devido às respostas diferenciais das espécies pioneiras e não pioneiras nestes sítios.

Finegan (1984), afirma que as espécies pioneiras apresentam nos primeiros anos de desenvolvimento, maior crescimento vegetativo do que as espécies não pioneiras. Com base nesta afirmação e, nos valores médios de biomassa (kg/árvore) observados por grupo de espécies, pioneiras e não pioneiras, nota-se que as espécies mais desenvolvidas foram as pioneiras, quase que equivalendo-se à classificação estabelecida *a priori*. Em verdade, observando as variabilidades das áreas seccionais (Tabela 4), nota-se que há espécies pioneiras e espécies não pioneiras de tamanhos muito variados, e que talvez a longevidade e não o tamanho seja a informação crucial para a classificação do pioneirismo das espécies. Assim, este estudo que está agora com seis anos deverá necessariamente abordar a longevidade das espécies nas futuras avaliações.

Analisando os valores de proporção por compartimento, observa-se que as espécies pioneiras possuem uma menor alocação de biomassa nas raízes, do que as espécies não pioneiras, respectivamente 26 e 32% (Tabela 4). Isto indica que provavelmente as espécies pioneiras têm entre suas estratégias de sobrevivência uma maior alocação para a parte aérea, garantindo a sua captura de luz frente às demais espécies competidoras. Já as não pioneiras por naturalmente ocorrerem em ambientes mais sombreados tendem a investir mais no sistema radicular enquanto aguardam a oportunidade do aparecimento de uma clareira (GONÇALVES et al., 2000; FORSTER; MELO, 2007).

O maior porcentual de biomassa radicular foi encontrado para a não pioneira *Cariniana estrellensis* (45%), e para a biomassa estocada no tronco a espécie que se destacou foi a pioneira *Enterolobium contortisiliquum* (53%) (Tabela 4).

Igualmente ao que aponta a literatura a porcentagem de biomassa radicular é expressiva (CAIRNS et al., 1997; FORSTER; MELO, 2007), e pode representar de 12 a 45% do peso total de uma árvores (Tabela 4).

No que se refere à proporção aos outros compartimentos, nota-se, pela tabela 4, que até 6 anos de idade, a quantidade de galhos quando somada à copa, totaliza 34% de biomassa, valor muito próximo do percentual de material lenhoso do tronco (37%). Logo, na quantificação de biomassa e estoque de C para espécies nativas em sistemas de restauração, é importante que a biomassa de galhos seja devidamente contabilizada como compartimento de estocagem, como sugere Forster e Melo (2007) e Vismara (2008).

4.2 Densidade básica da madeira e teores de carbono

A densidade básica da madeira e os teores de carbono encontrados na parte aérea lenhosa e nas raízes, das vinte espécies nativas, estão apresentados na tabela 5. Ambos dados são indispensáveis para a correta estimativa da produção de biomassa e estoque de carbono em plantios de restauração com variedade de espécies.

Tabela 5 – Médias e respectivos desvios padrões da densidade básica da madeira (g cm^{-3}) e teores de carbono (%), por espécie aos 6 anos de idade. As espécies estão listadas em ordem decrescente de densidade básica. As espécies com (*) representam aquelas consideradas pioneiras na instalação do ensaio

| Espécie | Densidade Básica (g cm^{-3}) | Teores de Carbono (%) | |
|--|--|-----------------------|-------------------|
| | | Parte Aérea Lenhosa | Raízes |
| <i>Acacia polyphylla</i> * | 0,70 ± 0,05 | 46,7 ± 1,0 | 46,5 ± 1,0 |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 0,70 ± 0,03 | 45,1 ± 0,4 | 49,6 ± 4,2 |
| <i>Poecilanthe parviflora</i> | 0,70 ± 0,07 | 46,4 ± 1,2 | 51,1 ± 0,5 |
| <i>Hymenaea courbaril</i> | 0,63 ± 0,02 | 47,3 ± 1,6 | 48,4 ± 1,5 |
| <i>Tabebuia impetiginosa</i> | 0,60 ± 0,03 | 46,4 ± 1,7 | 45,1 ± 1,1 |
| <i>Pterogyne nitens</i> * | 0,58 ± 0,06 | 46,4 ± 1,2 | 45,3 ± 1,1 |
| <i>Lafoensia pacari</i> | 0,52 ± 0,03 | 46,3 ± 0,6 | 46,5 ± 2,0 |
| <i>Jacaranda cuspidifolia</i> | 0,50 ± 0,02 | 46,6 ± 0,9 | 47,5 ± 1,1 |
| <i>Schinus terebinthinifolius</i> * | 0,48 ± 0,05 | 46,5 ± 0,7 | 48,1 ± 0,9 |
| <i>Cariniana estrellensis</i> | 0,48 ± 0,10 | 45,4 ± 0,3 | 44,9 ± 0,6 |
| <i>Peltophorum dubium</i> * | 0,46 ± 0,05 | 46,8 ± 0,7 | 47,3 ± 0,3 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> * | 0,44 ± 0,02 | 45,0 ± 0,5 | 45,7 ± 0,6 |
| <i>Luehea divaricata</i> * | 0,41 ± 0,02 | 45,1 ± 1,0 | 46,7 ± 2,3 |
| <i>Cedrela fissilis</i> | 0,36 ± 0,05 | 45,4 ± 0,9 | 45,4 ± 2,4 |
| <i>Ficus guaranitica</i> | 0,36 ± 0,01 | 46,7 ± 0,9 | 45,6 ± 1,1 |
| <i>Croton urucurana</i> * | 0,31 ± 0,04 | 45,7 ± 0,6 | 47,7 ± 0,6 |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> * | 0,30 ± 0,06 | 46,5 ± 1,6 | 46,0 ± 1,7 |
| <i>Heliocarpus americanus</i> * | 0,29 ± 0,22 | 45,0 ± 0,6 | 44,9 ± 1,6 |
| <i>Ceiba speciosa</i> | 0,25 ± 0,05 | 43,9 ± 0,7 | 45,0 ± 0,3 |
| <i>Erythrina mulungu</i> * | 0,22 ± 0,06 | 48,0 ± 0,7 | 46,2 ± 1,7 |
| MÉDIA | 0,46 ± 0,16 | 46,0 ± 1,3 | 46,7 ± 2,2 |

Conforme exposto na tabela 5, há grande variabilidade de densidade básica da madeira entre as espécies, com variação de até 3 vezes (0,22 a $0,70 \text{ g cm}^{-3}$). Dada tamanha variação, este fato confirma a importância de se avaliar a densidade básica da madeira na estimativa da biomassa de espécies nativas. Além de que, do ponto de vista aplicado, é uma das variáveis que mais influencia na estocagem de C nas árvores (CHAVE et al., 2005), sendo portanto, imprescindível sua determinação para o

desenvolvimento de modelos alométricos razoáveis para estimativa da biomassa lenhosa aérea (VIEIRA et al., 2008).

Com relação à média por grupos de classe sucessional, as espécies pioneiras apresentaram valor levemente inferior ao das espécies não pioneiras (0,42 *versus* 0,48 g cm⁻³) (Tabela 5). Além disso, as espécies pioneiras sendo menos longevas, tendem a desaparecer do sistema entre aproximadamente 10 a 20 anos, fato que ainda não ocorreu até a medição aos 6 anos.

No geral não foram encontradas grandes diferenças nos teores de carbono entre as espécies dentro de um mesmo compartimento (Tabela 5). Para o compartimento lenhoso aéreo a amplitude de valores está entre 44 e 48%, e para o compartimento de raízes está entre 45 e 51%. Portanto, a média geral de teor de C para as espécies analisadas neste estudo foi de 46%, em concordância com o que é apresentado na literatura. No entanto, está algo abaixo do que é sugerido pelo IPCC (%C = 50%), o que poderia representar uma superestimativa de até 8% na quantificação de estoque C.

4.3 Ajustes de modelos para estimativa de biomassa seca

As figuras 6, 7 e 8 ilustram a relação existente entre as variáveis empregadas no ajuste das equações alométricas de estimativa de biomassa para as 80 árvores abatidas, respectivamente, para biomassa lenhosa da parte aérea (Figura 6), para biomassa radicular (Figura 7) e para biomassa de copa (Figura 8).

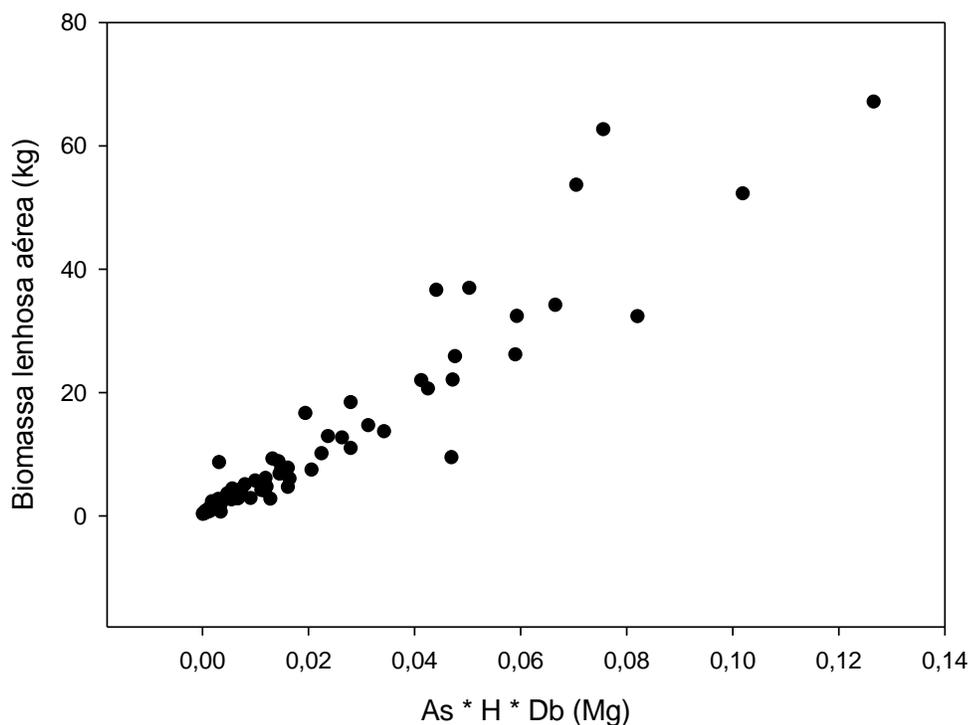


Figura 6 – Relação entre a biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), em kg, e o produto das variáveis dendrométricas área seccional (As), altura (H) e densidade básica da madeira (Db), representada em Mg, para as 80 árvores amostradas aos 6 anos

Nota-se na figura 6 que há boa relação entre a biomassa lenhosa da parte aérea (BLA) e o produto das variáveis dendrométricas área seccional (As), altura (H) e densidade básica da madeira (Db), uma vez que as mesmas incorporam volume e densidade.

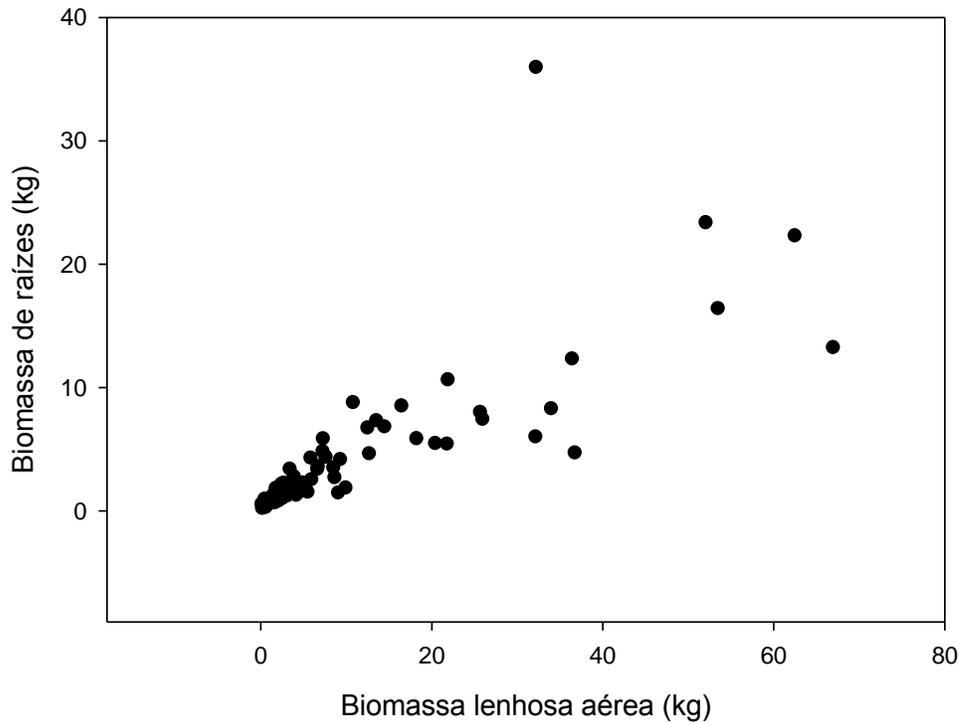


Figura 7 – Relação entre a biomassa lenhosa de raízes (BRA), em kg, e a biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), em kg, para as 80 árvores amostradas aos 6 anos. Note-se a existência de um indivíduo discrepante

A partir da relação existente entre a biomassa de raízes (BRA) e a biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), conforme ilustra a figura 7, pode-se inferir que há a necessidade de amostragem destrutiva de vários indivíduos, para se obter um ajuste adequado no desenvolvimento de modelos alométricos para predição de biomassa radicular, uma vez que pode haver indivíduos discrepantes (Figura 7).

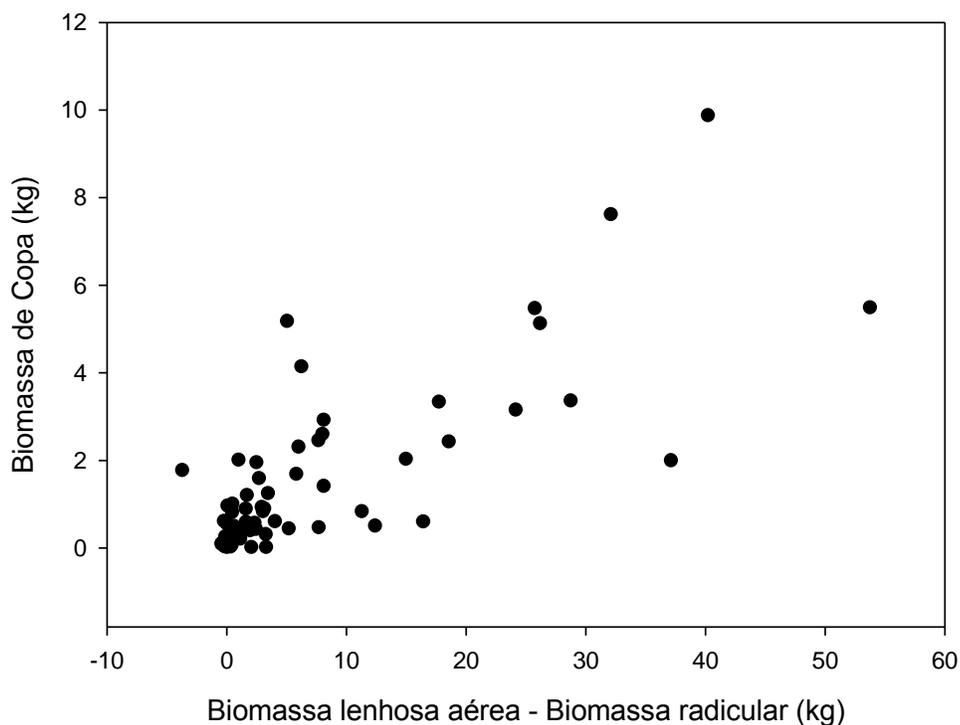


Figura 8 – Correlação entre a biomassa de copa (BCP), em kg, e a subtração da biomassa lenhosa da parte aérea (BLA) e a biomassa de raízes (BRA), em kg, para as 80 árvores amostradas aos 6 anos

A figura 8 mostra que para estimativa da biomassa de copa (BCP), é possível utilizar como variáveis independentes a biomassa lenhosa da parte aérea (BLA) e de raízes (BRA).

Assim, as equações desenvolvidas para estimativa da biomassa seca na parte aérea lenhosa (equação 6), para a biomassa de raízes (equação 7), para biomassa da copa (equação 8), foram:

$$\ln(\text{BLA}) = 6,03857 + 0,94494 * \ln(\text{AS}) + 0,96147 * (\ln(\text{H}))^2 + 1,02221 * (\ln(\text{DB}))^3 \quad (6)$$

Onde:

BLA é a biomassa da parte aérea lenhosa, em kg

AS é a área seccional, em m²

H é a altura total, em m

DB é a densidade básica da espécie, em g cm⁻³

R² = 0,9422

$$\ln(\text{BRA}) = - 0,28815 + 0,74197 * \ln(\text{BLA}) \quad (7)$$

Onde:

BRA é a biomassa do compartimento raízes, em kg

BLA é a biomassa da parte aérea lenhosa, em kg

R² = 0,8721

$$\text{BCP} = 0,38355 + 0,12301 * \text{BLA} - 0,08622 * \text{BRA} \quad (8)$$

Onde:

BCP é a biomassa do compartimento copa, em kg

BLA é a biomassa da parte aérea lenhosa, em kg

BRA é a biomassa do compartimento raízes, em kg

R² = 0,6149

A estimativa da biomassa de copa (BCP) a partir das biomassas lenhosa aérea (BLA) e radicular (BRA), revelada na equação 8, é uma relação sítio-específica, devido à realização da amostragem em época de estiagem (julho-agosto) e, portanto, a maioria das espécies encontravam-se decíduas.

4.5 Estoques no plantio de restauração

Com base nas informações de densidade básica da madeira por espécie juntamente com os dados do inventário realizado aos 6 anos de idade, foram calculados os valores de biomassa por compartimento de cada árvore presente nas parcelas, através das equações 6, 7 e 8. Tais resultados foram totalizados por parcela, e expandidos em Mg ha^{-1} , para os dois tratamentos (manejo usual e intensivo, Figura 9), conforme mostra a tabela 6.

Além disso, está incluída também na tabela 6, a biomassa do estrato herbáceo que é composta basicamente de gramíneas, espécies que dominam este estrato até esta idade, especialmente, no tratamento usual (Figura 9).



Figura 9 – Visualização aos 6 anos, parcela do tratamento usual (foto superior) e do tratamento intensivo (foto inferior). Note-se a grande infestação de gramíneas no tratamento usual

Tabela 6 – Área Basal (AB), e estimativas de estoque biomassa nos compartimentos, lenhosa da parte aérea (BLA), raízes (BRA), copa (BCP) e estrato herbáceo (BEH), com suas respectivas médias e desvios padrões por tratamento usual e intensivo, aos 6 anos

| Tratamentos | Bloco | AB (m ² ha ⁻¹) | BLA | BCP | BRA | BEH |
|----------------|-----------|--|--------------------------------|-----------|------------|-----------|
| | | | -----Mg ha ⁻¹ ----- | | | |
| Usual | 1 | 10,8 | 15,1 | 2,0 | 5,2 | 2,4 |
| Usual | 2 | 7,0 | 6,9 | 1,3 | 3,1 | 3,0 |
| Usual | 3 | 7,5 | 7,2 | 1,1 | 2,5 | 5,0 |
| Usual | 4 | 7,2 | 9,3 | 1,4 | 3,7 | 2,5 |
| Intensivo | 1 | 26,0 | 46,4 | 5,5 | 13,4 | 0,7 |
| Intensivo | 2 | 18,4 | 32,9 | 4,1 | 10,7 | 0,1 |
| Intensivo | 3 | 17,6 | 28,6 | 3,7 | 9,8 | 0,3 |
| Intensivo | 4 | 17,9 | 30,3 | 3,7 | 9,7 | 0,4 |
| Média e Desvio | USUAL | 8,1 ± 1,8 | 9,6 ± 3,8 | 1,5 ± 0,4 | 3,6 ± 1,1 | 3,2 ± 1,2 |
| | INTENSIVO | 20,0 ± 4,0 | 34,5 ± 8,1 | 4,2 ± 0,8 | 10,9 ± 1,7 | 0,4 ± 0,3 |

A tabela 6 mostra o grande efeito dos tratamentos silviculturais aos 6 anos sobre o crescimento das espécies nativas em sistemas de restauração florestal. Assim, o tratamento intensivo comparativamente ao tratamento usual elevou a área basal (AB) em 2,5 vezes, a biomassa lenhosa aérea (BLA) em 3,6 vezes, a biomassa de copa (BCP) em 2,8 vezes e a biomassa de raízes (BRA) em 3 vezes. De forma distinta, a biomassa do estrato herbáceo (BEH), no tratamento intensivo, foi reduzida a 10% da observada no tratamento usual.

Os tratamentos silviculturais intensivos aumentaram a produtividade de 1,85 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (tratamento usual) para 6,45 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (tratamento intensivo). Estes valores expressos em volume seriam de aproximadamente 4 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ e 14 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, para o tratamento usual e para o tratamento intensivo. Note-se que a produtividade no tratamento intensivo com nativas chega a ser 50% da produtividade de plantações de *Eucalyptus* em sítios similares (30 m³ ha⁻¹ ano⁻¹).

Um aspecto de alta relevância neste trabalho foi que as árvores do tratamento intensivo possuem uma maior razão entre a biomassa lenhosa aérea (BLA) e a biomassa de copa (BCP): 8,2 BLA por unidade de BCP, quando comparada à razão de 6,4 BLA por unidade de BCP encontrada no tratamento usual. Estes valores sugerem a elevada eficiência do uso da luz do dossel no tratamento intensivo, comparativamente

ao tratamento usual. Assim, face à aliviação dos estresses ambientais, proporcionados pela fertilização e controle da matocompetição, as copas do tratamento intensivo encontravam-se em melhor estado nutricional e hídrico. Este melhor estado fisiológico, provavelmente propiciou maiores taxas fotossintéticas e maior alocação de C para o tronco, semelhante ao encontrado por Stape, Binkley e Ryan (2008) com *Eucalyptus* e Campoe, Stape e Mendes (2010).

Assim, tais resultados de ganhos em produção, comprovam que as espécies nativas têm alto potencial para estocagem de C, estando em grande parte limitadas em seu crescimento por estresses ambientais, os quais podem ser aliviados ou até eliminados através das práticas de manejo silvicultural.

De posse dos teores de carbono determinados por compartimento para cada espécie, foram calculados os estoques de C nos compartimentos de biomassa lenhosa da parte aérea (BPA), de raízes (BRA), da copa (BCP), para cada indivíduo, e por parcela, em Mg C ha⁻¹ (Tabela 7). Além disso, estão apresentados nesta mesma tabela, os valores de estoques de C na biomassa do estrato herbáceo (BEH), no solo (SOC) e na serapilheira (SER).

Tabela 7 – Estoques de C por parcela, por compartimento, na biomassa lenhosa da parte aérea (BPA), de raízes (BRA), da copa (BCP), no estrato herbáceo (BEH), no solo (SOC) e na serapilheira (SER), com as médias e desvios padrões

| Tratamentos | Bloco | BLA | BCP | BRA | BEH | SOC | SER |
|----------------|-----------|----------------------------------|-------------|-------------|-------------|------------|-------------|
| | | -----Mg C ha ⁻¹ ----- | | | | | |
| Usual | 1 | 7,0 | 1,0 | 2,4 | 1,1 | 28,1 | 3,3 |
| Usual | 2 | 3,2 | 0,6 | 1,5 | 1,4 | 30,3 | 5,0 |
| Usual | 3 | 3,4 | 0,6 | 1,2 | 2,3 | 43,3 | 3,6 |
| Usual | 4 | 4,3 | 0,7 | 1,7 | 1,2 | 34,3 | 2,8 |
| Intensivo | 1 | 21,5 | 2,7 | 6,2 | 0,3 | 35,9 | 5,4 |
| Intensivo | 2 | 15,3 | 2,1 | 4,9 | 0,0 | 29,1 | 5,9 |
| Intensivo | 3 | 13,3 | 1,8 | 4,6 | 0,2 | 29,1 | 6,5 |
| Intensivo | 4 | 14,1 | 1,9 | 4,5 | 0,2 | 33,5 | 3,6 |
| Média e Desvio | USUAL | 4,5 ± 1,8 b | 0,7 ± 0,2 b | 1,7 ± 0,5 b | 1,5 ± 0,6 a | 34,0 ± 6,7 | 3,7 ± 0,9 b |
| | INTENSIVO | 16,1 ± 3,7 a | 2,1 ± 0,4 a | 5,1 ± 0,8 a | 0,2 ± 0,1 b | 31,9 ± 3,4 | 5,3 ± 1,3 a |

* Para cada variável, valores seguidos das letras a e b representam diferença significativa a 5% pelo teste de Tukey.

Da mesma forma que os tratamentos silviculturais elevaram os estoques de biomassa, tanto acima como abaixo do solo, o mesmo se aplica aos estoques de C, com exceção da biomassa do estrato herbáceo (BEH) que foi reduzida no tratamento intensivo (Tabela 7).

O estoque de C quantificado no solo (SOC) encontra-se dentro das faixas normais para solos arenosos até 30 cm de profundidade, conforme avaliado por Gábor (2003) e Nogueira Jr. (2010). No entanto, nota-se, que existe grande variação dos estoques de C no solo com o coeficiente de variação chegando a 20% no tratamento usual.

Conforme esperado, a quantidade de C armazenado no solo (SOC) é expressiva (LAL, 2004), e não houve diferença estatística entre os manejos (usual e intensivo).

Nota-se alta variabilidade entre os valores de estoque de C no solo comparando todas as parcelas (de 28 Mg C ha⁻¹ a 43 Mg C ha⁻¹), comprovando a dificuldade de avaliação precisa deste compartimento e explicando a sua não utilização nas metodologias de monitoramento de projetos florestais A/R do MDL perante a UNFCCC, além dos altos custos para a realização da amostragem, conforme delineado por García-Oliva e Maser (2004).

Estes resultados confirmam o que foi assinalado por Smith (2004), que o carbono no solo possui elevada variabilidade espacial, da mesma forma que é lentamente variável no tempo.

Portanto, pode-se afirmar que é oneroso contabilizar o compartimento do solo como sumidouro de C, na quantificação de seqüestro de C em áreas de restauração florestal. Desta forma, são poucos projetos que consideram o solo como compartimento potencialmente capaz de seqüestrar C (BROWN; MASERA; SATHAYE, 2000).

Em nosso estudo (tabela 7), os valores de estoque na serapilheira (SER) apresentam-se muito altos em relação aos estoques dos outros compartimentos, devido à avaliação ter sido realizada na época seca, com parte das espécies em estado de caducifolia. Possivelmente, a massa de serapilheira estava na sua quantidade máxima, aliada ao fato dos processos de decomposição estarem reduzidos (época seca).

No entanto, pode-se constatar que havia maior quantidade de C acumulado na serapilheira no tratamento intensivo, comparativamente ao usual, o que pode ter sido

influenciado pela maior produção de biomassa de copa (BCP), no caso deste tratamento.

A figura 10 ilustra o estoque de C por compartimento florestal, sem o solo. Nota-se a maior estocagem de C na parte aérea, no tratamento intensivo ($23,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$), onde o incremento chega de 3,4 vezes maior, quando comparado ao tratamento usual ($6,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

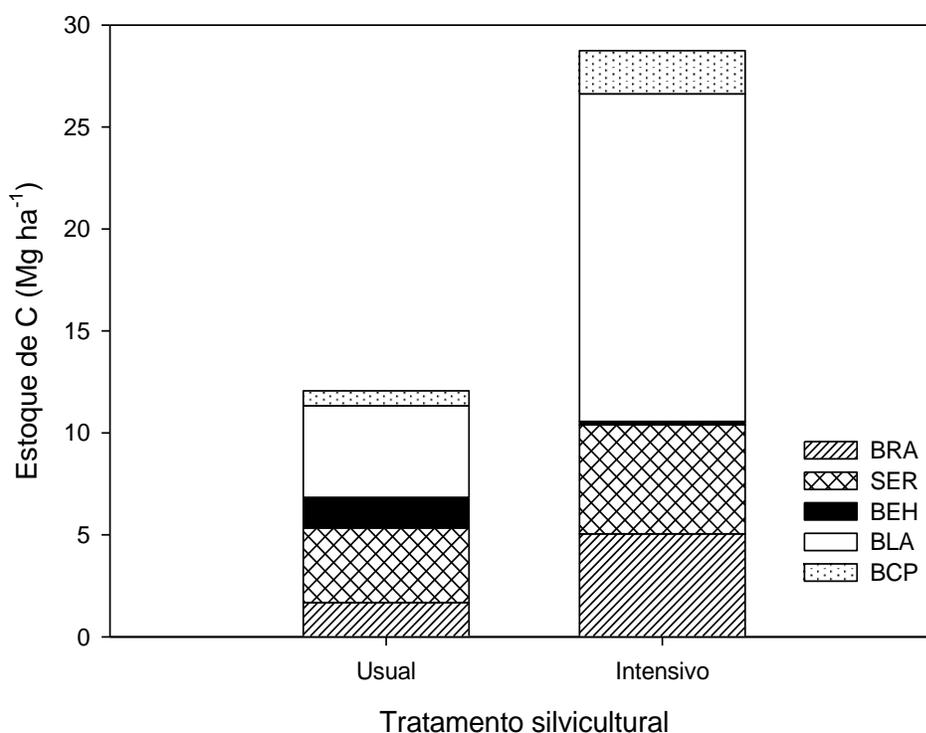


Figura 10 – Estoques de C nos compartimentos: biomassa de copa (BCP), biomassa lenhosa aérea (BLA), biomassa do estrato herbáceo (BEH), serapilheira (SER) e biomassa de raízes (BRA), para os tratamentos usual e intensivo aos 6 anos

Observa-se ainda nítida diferença no estoque de C da biomassa lenhosa aérea (BLA), entre o tratamento usual e o intensivo, sendo o compartimento que foi mais incrementado em relação aos demais. Além disso, o estoque de C na biomassa no estrato herbáceo (BEH) é reduzido significativamente no tratamento intensivo.

A figura 11 expressa os valores de estoques de C por compartimento da floresta sem o solo, em termos percentuais.

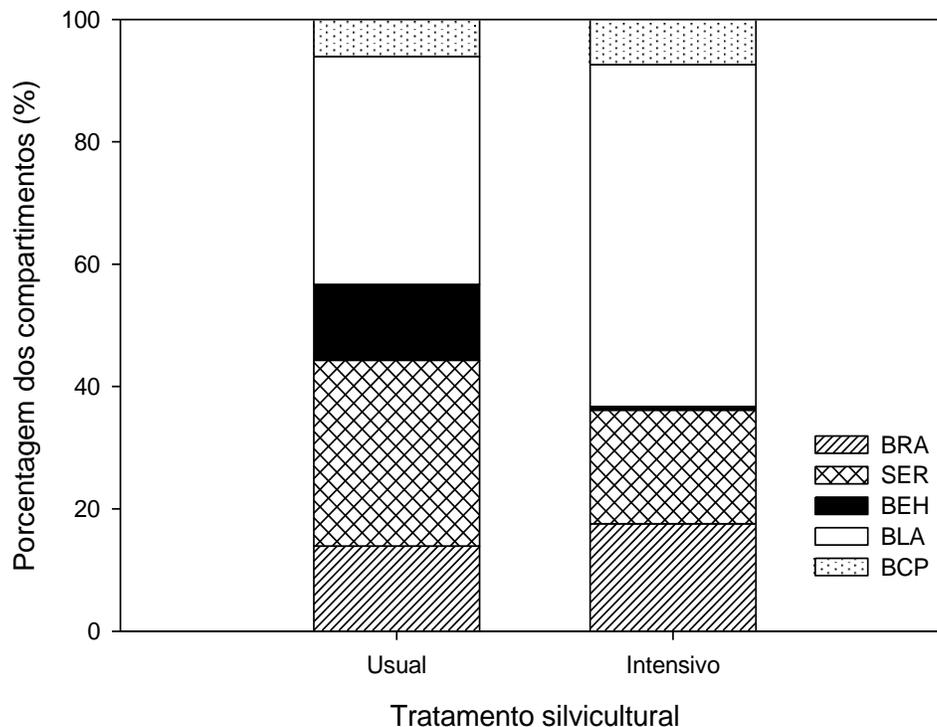


Figura 11 – Proporção dos estoques de C nos compartimentos: biomassa de copa (BCP), biomassa lenhosa aérea (BLA), biomassa do estrato herbáceo (BEH), serapilheira (SER) e biomassa de raízes (BRA), para os tratamentos usual e intensivo aos 6 anos

Observa-se claramente na figura 11, que o estoque de C contido na biomassa lenhosa da parte aérea (BLA) é o compartimento que mais se destaca no tratamento intensivo frente ao usual (56% versus 37%).

Além disso, a razão raiz:parte aérea (R/A) foi estatisticamente diferente entre os dois tratamentos, sendo de $0,33 \pm 0,04$ para o usual e de $0,28 \pm 0,02$ para o intensivo, evidenciando uma maior alocação de C para parte aérea no sistema intensivo, explicando em parte a maior eficiência do uso da luz observada neste tratamento (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010).

Na figura 12, incorporaram-se os estoques de C no solo até 30 cm de profundidade, na representação percentual do C do ecossistema. Observa-se que para o tratamento usual o C no solo (SOC) representa 72% do total e, no intensivo 53%. Este resultado pode ser explicado, visto que, o aumento dos demais estoques no tratamento

intensivo está causando a redução do porcentual de C estocado no solo, que é semelhante nos dois tratamentos.

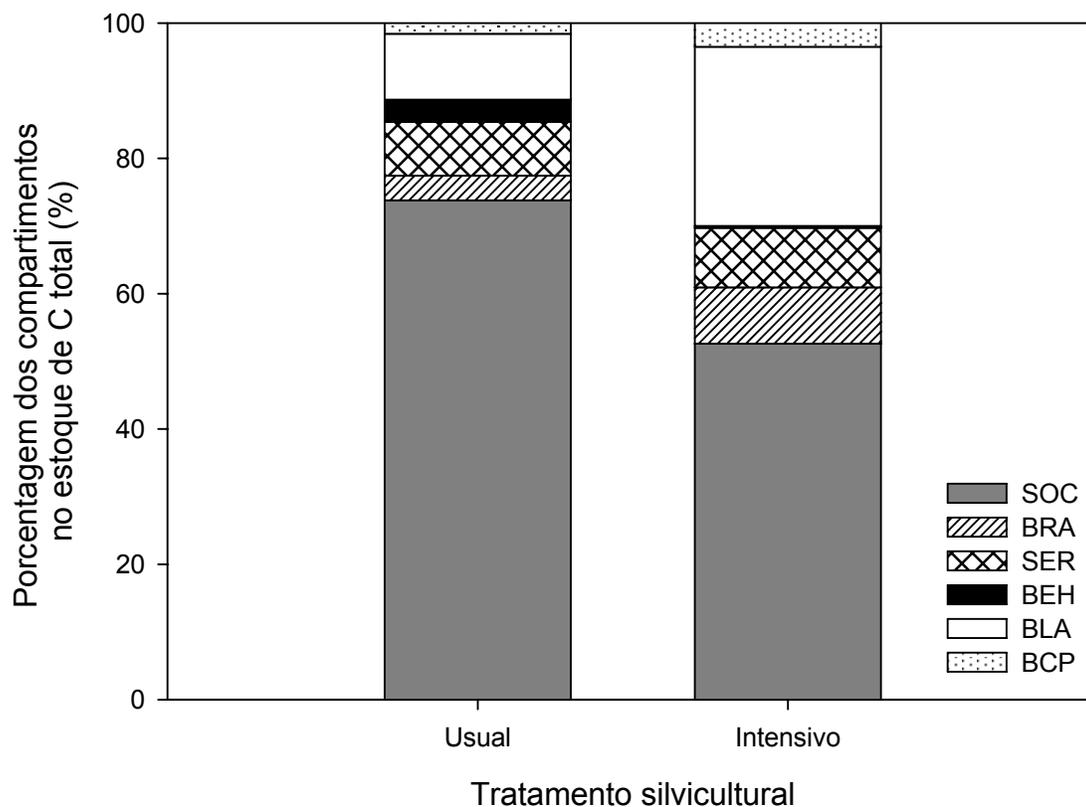


Figura 12 – Porcentagem dos estoques de C, por compartimento: solo (SOC), biomassa de raízes (BRA), estrato herbáceo (BEH), serapilheira (SER), biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), e biomassa da copa (BCP), entre os tratamentos, usual e intensivo, aos 6 anos de restauração

A figura 13 ilustra os estoques e seqüestros de C totais, isto é, com a inclusão do C no solo (SOC). Já a figura 14 contém apenas a parte aérea do ecossistema.

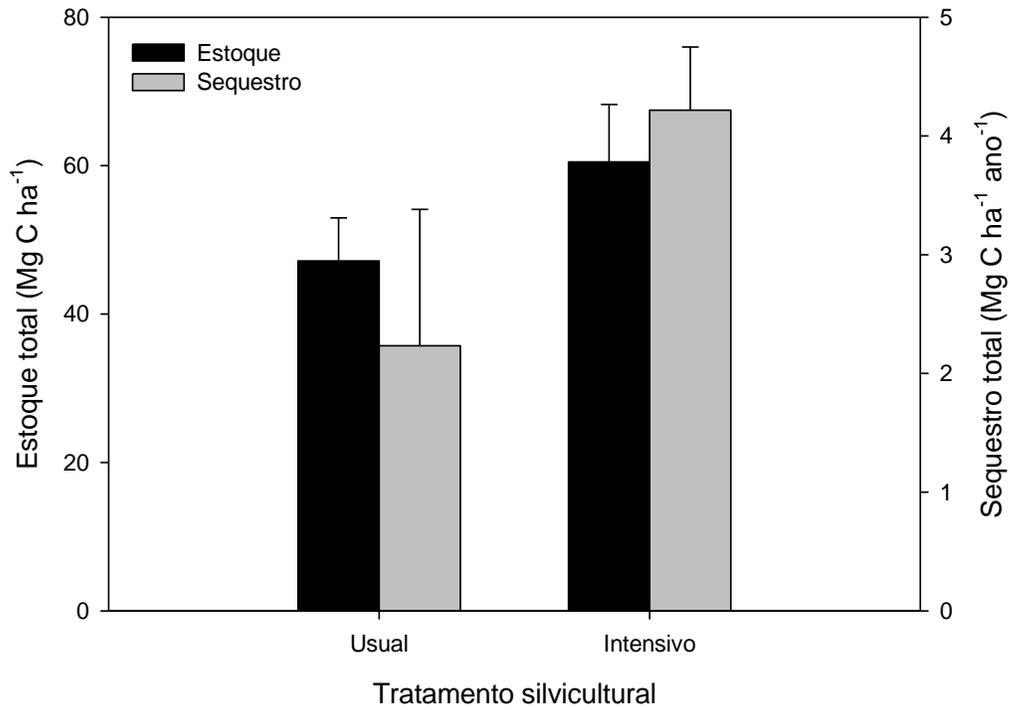


Figura 13 – Estoque e seqüestro de C, total, por tratamento silvicultural, usual e intensivo, aos 6 anos de restauração, sendo representados pelo somatório total dos estoques de C de cada compartimento, no solo (SOC), na biomassa de raízes (BRA), no estrato herbáceo (BEH), na serapilheira (SER), na biomassa lenhosa aérea (BLA), e na biomassa da copa (BCF)

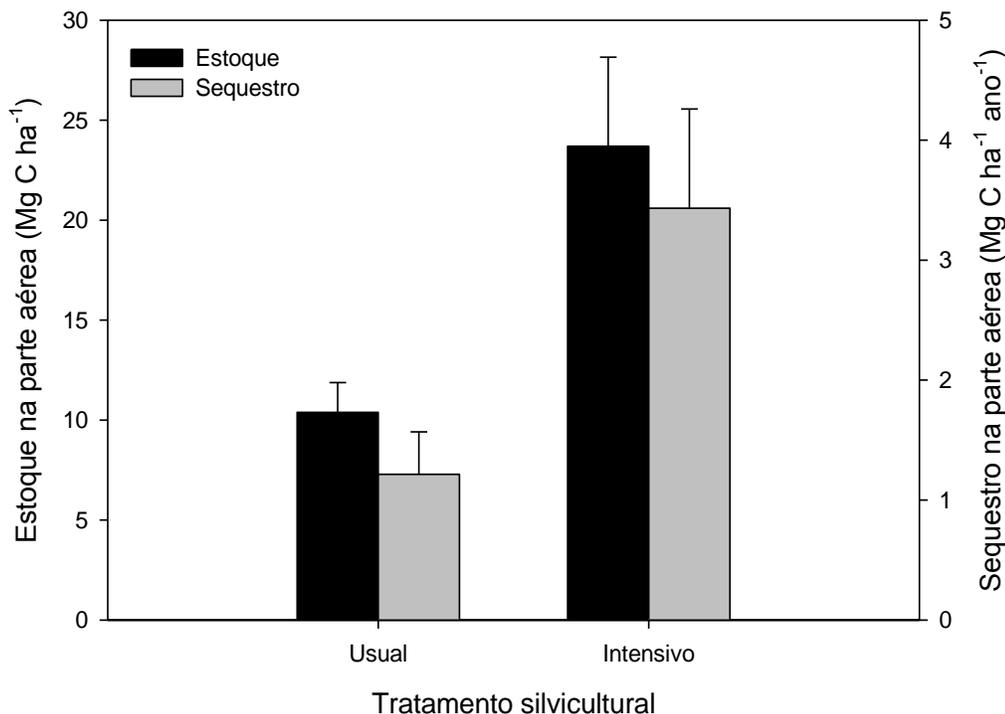


Figura 14 – Estoque e seqüestro de C, na parte aérea, por tratamento silvicultural, usual e intensivo, aos 6 anos de restauração, sendo representados pelo somatório de estoques de C na biomassa lenhosa aérea (BLA), na biomassa de copa (BCP), no estrato herbáceo (BEH) e na serapilheira (SER)

Observando as figuras 13 e 14 constata-se que com a inclusão do estoque de C no solo (SOC), os estoques totais são aumentados expressivamente, embora não ocorra nenhum efeito para o seqüestro de C, uma vez que não ocorreram incrementos no C do solo ao longo dos seis anos, para os dois tratamentos.

Ainda nas figuras 13 e 14, nota-se uma sensível redução das taxas de seqüestro quando se considera apenas a parte aérea, haja vista a grande importância do sistema radicular na contabilização do seqüestro final.

Infere-se, portanto, que para estimativa de seqüestro de C a contabilização da parte aérea e raiz é fundamental, enquanto que a contabilização do solo não é tão relevante, ao menos para as fases iniciais da restauração.

A partir disso, confirma-se mais uma vez, o porquê desconsiderá-lo como compartimento capaz de seqüestrar de C, perante os projetos florestais A/R do MDL.

4.6 Estoques na Floresta Madura

A figura 15 apresenta a situação encontrada nos locais onde foi realizado o inventário florestal na Mata do Barreiro Rico, em que foram consideradas áreas em estágio maduro de sucessão.



Figura 15 – Instalação das parcelas permanentes de inventário em floresta madura na Mata do Barreiro Rico (Anhembí/SP)

Na tabela 8, encontram-se as informações resultantes da instalação das 10 parcelas permanentes de inventário na Mata do Barreiro Rico. A lista das 67 espécies identificadas com os resultados dendrométricos e botânicos está na tabela 8.

Tabela 8 – Lista das 67 espécies identificadas na Floresta do Barreiro Rico, por família e nome científico, com o número de indivíduos encontrados (n), a média de DAP e altura, suas respectivas densidades básicas da madeira (Db) conforme Chave et al. (2006) e a biomassa média estimada por árvore conforme Chave et al. (2005)

| Família | Nome Científico | n # | DAP (cm) | Altura (m) | Db (g cm ⁻³) | (continua) |
|---------------------------|------------------------------------|--------|-------------|---------------|-----------------------------|-------------------------------------|
| | | | | | | Biomassa (kg árv ⁻¹) |
| Anacardiaceae | <i>Astronium graveolens</i> | 12 | 32,7 | 19,3 | 0,85 | 1101,2 |
| Annonaceae | <i>Annona cacans</i> | 2 | 20,1 | 18,0 | 0,50 | 202,7 |
| | <i>Duguetia lanceolata</i> | 12 | 21,1 | 15,3 | 0,87 | 384,2 |
| | <i>Xylopia brasiliensis</i> | 1 | 16,9 | 10,0 | 0,70 | 118,1 |
| Apocynaceae | <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> | 4 | 46,5 | 17,5 | 0,73 | 1353,9 |
| | <i>Aspidosperma ramiflorum</i> | 2 | 32,8 | 18,0 | 0,71 | 692,7 |
| | <i>Aspidosperma sp.</i> | 8 | 59,3 | 20,8 | 0,76 | 2602,1 |
| | <i>Aspidosperma subincanum</i> | 3 | 21,0 | 18,2 | 0,82 | 539,8 |
| Bignoniaceae | <i>Zeyheria tuberculosa</i> | 1 | 7,6 | 8,0 | 0,77 | 24,6 |
| Cannabaceae | <i>Celtis ehrenbergiana</i> | 3 | 14,2 | 8,8 | 0,69 | 77,6 |
| Clethraceae | <i>Clethra scabra</i> | 2 | 33,7 | 18,0 | 0,49 | 519,8 |
| Elaeocarpaceae | <i>Sloanea monosperma</i> | 2 | 42,7 | 20,0 | 0,88 | 1503,7 |
| Euphorbiaceae | <i>Actinostemon concolor</i> | 7 | 9,3 | 6,9 | 0,55 | 32,8 |
| | <i>Actinostemon klotzschii</i> | 33 | 5,7 | 5,8 | 0,55 | 10,2 |
| | <i>Alchornea triplinervia</i> | 6 | 36,0 | 18,8 | 0,47 | 802,5 |
| | <i>Aparistimum cordatum</i> | 26 | 8,7 | 9,2 | 0,39 | 27,1 |
| | <i>Croton floribundus</i> | 2 | 32,1 | 18,0 | 0,60 | 572,7 |
| | <i>Mabea fustilifera</i> | 12 | 22,1 | 16,3 | 0,62 | 295,9 |
| | <i>Pachystroma longifolium</i> | 7 | 32,2 | 18,6 | 0,55 | 574,5 |
| | <i>Pera glabrata</i> | 2 | 8,9 | 7,8 | 0,55 | 23,6 |
| Fabaceae Caesalpinioideae | <i>Copaifera langsdorffii</i> | 2 | 30,2 | 19,0 | 0,67 | 608,5 |
| | <i>Hymenaea courbaril</i> | 12 | 42,9 | 19,2 | 0,65 | 1511,4 |
| Fabaceae Faboideae | <i>Dalbergia villosa</i> | 2 | 14,0 | 12,0 | 0,77 | 108,3 |
| | <i>Dalbergia frutescens</i> | 1 | 5,1 | 7,0 | 0,69 | 9,4 |
| | <i>Zollernia sp.</i> | 1 | 21,5 | 16,0 | 0,69 | 279,3 |
| Fabaceae Mimosoideae | <i>Piptadenia gonoacantha</i> | 2 | 16,2 | 10,0 | 1,01 | 154,5 |
| Flacourtiaceae | <i>Casearia gossypiosperma</i> | 1 | 13,2 | 7,5 | 0,70 | 58,0 |
| Lauraceae | <i>Cryptocarya aschersoniana</i> | 9 | 27,9 | 19,2 | 0,69 | 622,5 |
| | <i>Ocotea corymbosa</i> | 11 | 37,2 | 19,0 | 0,57 | 937,5 |
| | <i>Ocotea indecora</i> | 7 | 37,0 | 19,1 | 0,57 | 931,0 |
| | <i>Ocotea velutina</i> | 1 | 32,9 | 23,0 | 0,57 | 715,3 |
| | <i>Rudgea jasminoides</i> | 1 | 32,9 | 23,0 | 0,57 | 715,3 |
| Lythraceae | <i>Lafoensia pacari</i> | 1 | 10,0 | 12,0 | 0,54 | 42,5 |
| Melastomataceae | <i>Miconia sp.</i> | 2 | 13,0 | 8,0 | 0,54 | 47,0 |

Tabela 8 – Lista das 67 espécies identificadas na Floresta do Barreiro Rico, por família e nome científico, com o número de indivíduos encontrados (n), a média de DAP e altura, suas respectivas densidades básicas da madeira (Db) conforme Chave et al. (2006) e a biomassa média estimada por árvore conforme Chave et al. (2005)

| (conclusão) | | | | | | |
|----------------|----------------------------------|-----|----------|------------|--------------------------|----------------------------------|
| Família | Nome Científico | n # | DAP (cm) | Altura (m) | Db (g cm ⁻³) | Biomassa (kg árv ⁻¹) |
| Meliaceae | <i>Cabralea canjerana</i> | 3 | 29,7 | 13,3 | 0,54 | 392,8 |
| | <i>Galipea jasminiflora</i> | 5 | 8,6 | 7,1 | 0,57 | 22,5 |
| | <i>Trichilia catigua</i> | 3 | 43,4 | 24,7 | 0,80 | 1736,1 |
| Moraceae | <i>Ficus sp.</i> | 1 | 11,1 | 8,0 | 0,63 | 41,0 |
| Myrsinaceae | <i>Rapanea ferruginea</i> | 4 | 29,8 | 11,8 | 0,54 | 517,2 |
| | <i>Rapanea umbellata</i> | 9 | 10,1 | 9,8 | 0,60 | 44,7 |
| Myrtaceae | <i>Calyptranthes clusiifolia</i> | 1 | 5,4 | 9,0 | 0,66 | 12,6 |
| | <i>Campomanesia guazumifolia</i> | 1 | 83,7 | 25,0 | 0,42 | 3208,4 |
| | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> | 1 | 5,4 | 6,5 | 0,68 | 9,8 |
| | <i>Eugenia neonitida</i> | 2 | 41,7 | 18,0 | 0,86 | 1282,6 |
| | <i>Myrcia hebeptala</i> | 7 | 13,9 | 12,1 | 0,78 | 126,3 |
| | <i>Myrcia sp.</i> | 2 | 26,4 | 13,0 | 0,83 | 399,4 |
| | <i>Myrciaria sp.</i> | 1 | 17,2 | 15,0 | 0,83 | 207,2 |
| Nyctaginaceae | <i>Guapira opposita</i> | 12 | 17,3 | 10,9 | 0,77 | 169,2 |
| Ochnaceae | <i>Ouratea parviflora</i> | 1 | 10,1 | 16,0 | 0,82 | 81,0 |
| Opiaceae | <i>Agonandra excelsa</i> | 13 | 10,6 | 8,9 | 0,82 | 70,0 |
| Phyllanthaceae | <i>Savia dictyocarpa</i> | 16 | 16,0 | 11,0 | 0,82 | 157,6 |
| Rosaceae | <i>Prunus myrtifolia</i> | 2 | 14,3 | 15,0 | 0,77 | 137,4 |
| Rubiaceae | <i>Amaioua intermedia</i> | 1 | 10,0 | 8,9 | 0,78 | 71,2 |
| | <i>Coussarea contracta</i> | 1 | 16,7 | 12,6 | 0,79 | 192,5 |
| | <i>Ixora brevifolia</i> | 2 | 17,3 | 7,3 | 0,83 | 110,7 |
| | <i>Ixora venulosa</i> | 1 | 9,8 | 8,6 | 0,61 | 38,7 |
| | <i>Psychotria vellosiana</i> | 2 | 9,2 | 8,5 | 0,76 | 41,7 |
| Rutaceae | <i>Esenbeckia grandiflora</i> | 11 | 21,0 | 15,3 | 0,83 | 387,1 |
| | <i>Esenbeckia leiocarpa</i> | 16 | 22,3 | 15,8 | 0,55 | 285,1 |
| | <i>Metrodorea nigra</i> | 10 | 17,7 | 12,2 | 0,55 | 186,3 |
| Sapindaceae | <i>Cupania tenuivalvis</i> | 4 | 17,6 | 12,0 | 0,74 | 154,4 |
| | <i>Matayba elaeagnoides</i> | 10 | 15,4 | 11,2 | 0,63 | 112,6 |
| Sapotaceae | <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> | 7 | 11,2 | 8,9 | 0,49 | 36,0 |
| Siparunaceae | <i>Siparuna guianensis</i> | 35 | 7,3 | 7,2 | 0,49 | 16,3 |
| Symplocaceae | <i>Symplocos sp.</i> | 4 | 30,5 | 12,3 | 0,88 | 670,2 |
| Vochysiaceae | <i>Qualea sp.</i> | 2 | 6,8 | 6,5 | 0,88 | 20,9 |
| | <i>Qualea minor</i> | 1 | 5,7 | 4,5 | 0,56 | 6,4 |

Em termos de biodiversidade, foram identificadas 67 espécies de 31 famílias neste levantamento. Nota-se elevada variabilidade entre as espécies, com valores de biomassa média variando de 6,4 kg por árvore para *Qualea minor* (Vochysiaceae) até 3208,4 kg por árvore para *Campomanesia guazumifolia* (Myrtaceae).

Sobre esta avaliação é importante refletir a respeito da importância de estudos de biodiversidade, aliados aos de seqüestro de C, a fim de garantir a sustentabilidade dos sistemas de restauração florestal a longo prazo, no que se refere ao número e longevidade de espécies nativas.

Além disso, pode-se especular o tempo que o plantio de restauração levaria para ter árvores médias do tamanho da floresta madura, considerando a manutenção da taxa de crescimento das árvores. Assim, os valores usados nessas estimativas serão: 7 kg árvore⁻¹ no tratamento usual, 23 kg árvore⁻¹ no tratamento intensivo e 204 kg árvore⁻¹ na floresta madura. O período de maturação utilizando o manejo usual seria de 175 anos, enquanto que se reduziria para 53 anos no manejo intensivo. Ressalta-se que, na floresta madura a densidade de indivíduos com diâmetro acima de 5 cm foi de 1360 indivíduos ha⁻¹, valor este próximo à densidade na restauração de 1667 plantas ha⁻¹ (MELO; DURIGAN, 2006). Espera-se que esta grosseira simulação possa ser um indicador do potencial de restauração de áreas da Mata Atlântica.

A tabela 9 mostra os cálculos por parcela, e por classes de tamanho das árvores. As árvores com DAP maior que 10 cm constituem 95% da biomassa total da parte aérea (BPA), e aproximadamente 94% da biomassa radicular (BRA), portanto, conforme apontado por Clark et al. (2001a), a classe de árvores entre 5 a 10 cm de DAP, são pouco representativas em termos da biomassa total em florestas maduras.

Tabela 9 – Área Basal e biomassa estimada por parcela, da parte aérea (BPA) para as classes de árvores, acima de 10cm de diâmetro e entre 5 a 10cm e suas respectivas biomassas de raízes (BRA)

| Parcela | AB (m ² ha ⁻¹) | Árvores com DAP de 5 a 10cm | | Árvores com DAP >10cm | |
|-----------------------|--|--------------------------------|------------------|-----------------------|--------------------|
| | | BPA | BRA | BPA | BRA |
| | | -----Mg ha ⁻¹ ----- | | | |
| 1 | 69,3 | 18,1 | 4,9 | 303,5 | 67,0 |
| 2 | 102,7 | 7,6 | 2,2 | 368,2 | 80,2 |
| 3 | 64,8 | 16,5 | 4,5 | 198,8 | 45,3 |
| 4 | 75,6 | 21,9 | 5,9 | 260,4 | 58,2 |
| 5 | 73,8 | 9,0 | 2,6 | 256,4 | 57,3 |
| 6 | 66,5 | 13,6 | 3,8 | 318,0 | 70,0 |
| 7 | 75,4 | 17,8 | 4,9 | 228,3 | 51,5 |
| 8 | 72,3 | 11,4 | 3,2 | 185,6 | 42,5 |
| 9 | 51,8 | 21,7 | 5,8 | 187,1 | 42,8 |
| 10 | 82,9 | 12,5 | 3,5 | 317,3 | 69,9 |
| Média e Desvio | 73,5 ± 13,2 | 15,0 ± 5,0 | 4,1 ± 1,3 | 262,4 ± 63,1 | 58,5 ± 13,0 |

Aplicando o teor médio de carbono de 50% da biomassa seca, foram calculados os resultados da tabela 10, aonde se encontram também os valores de estoques de C para o solo (SOC) e a serapilheira (SER), os quais tiveram seus próprios valores de teor de C determinados.

Tabela 10 – Estoques de C por parcela, por compartimento, em Mg C/ha, na biomassa total da parte aérea (BPA), na biomassa total de raízes (BRA), no solo (SOC) e na serapilheira (SER), com médias e desvios padrões

| Parcela | BPA | BRA | SOC | SER | TOTAL |
|-----------------------|----------------------------------|-------------------|--------------------|------------------|---------------------|
| | -----Mg C ha ⁻¹ ----- | | | | |
| 1 | 160,8 | 35,4 | 44,8 | 3,6 | 244,6 |
| 2 | 187,9 | 40,8 | 45,5 | 5,0 | 279,2 |
| 3 | 107,7 | 24,4 | 58,8 | 4,0 | 194,9 |
| 4 | 141,2 | 31,3 | 35,1 | 2,8 | 210,4 |
| 5 | 132,7 | 29,6 | 33,4 | 3,3 | 199,0 |
| 6 | 165,8 | 36,4 | 29,5 | 4,4 | 236,1 |
| 7 | 123,1 | 27,6 | 26,4 | 1,9 | 179,0 |
| 8 | 98,5 | 22,5 | 28,3 | 7,1 | 156,4 |
| 9 | 104,4 | 23,7 | 28,5 | 3,4 | 160,0 |
| 10 | 164,9 | 36,2 | 25,0 | 4,9 | 231,0 |
| Média e Desvio | 138,7 ± 30,5 | 30,8 ± 6,3 | 35,5 ± 10,9 | 4,0 ± 1,4 | 209,1 ± 39,1 |

A média de estoque de C de 138 Mg C ha⁻¹ encontrado na biomassa da parte aérea (BPA) é superior ao valor de 80 Mg C ha⁻¹ relatado por Melo e Durigan (2006) em área de Floresta Estacional Semidecidual localizada em mata ciliar natural madura, utilizando o critério de inclusão na amostragem de árvores com DAP ≥ 5 cm. No entanto, Britez et al. (2006) obtiveram 109 Mg C ha⁻¹ para Floresta Estacional Semidecidual, dentro do erro amostral, estimado neste trabalho (Tabela 10).

A média de estoque de C no solo no Barreiro Rico de 35,5 Mg C ha⁻¹, é um pouco menor, do que a observada por Bernoux et al. (2005), em área madura de Floresta Estacional Semidecidual, que foi de 41,7 Mg C ha⁻¹, até a profundidade de 30 cm.

Cesar (1993) estudou a produção de serapilheira exatamente no mesmo remanescente florestal, e quantificou a média anual de serapilheira depositada de 8,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Aplicando o teor de C médio de 0,42 que foi determinado para as amostras de serapilheira deste local analisadas no presente trabalho, obtêm-se o valor de 3,6 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ de deposição de serapilheira, valor este compatível com o estoque de 4,0 Mg C ha⁻¹ encontrado neste estudo.

A tabela 11 apresenta três diferentes totalizações dos estoques de C: i) Lenhoso, constituído apenas pela biomassa lenhosa da parte aérea (BLA); ii) Aéreo, contabilizando além da BLA, os compartimentos da biomassa de copa (BCP), do estrato herbáceo (BEH) e da serapilheira (SER); iii) Ecossistema, que é a soma de todos os estoques por compartimento de armazenamento de C, incluindo mais o solo (SOC) e biomassa de raízes (BRA).

Tabela 11 – Estoques de C por tratamento usual e intensivo do ensaio, no plantio e aos 6 anos de idade, e na floresta do Barreiro Rico, por reservatório de C, solo (SOC), biomassa de raízes (BRA), estrato herbáceo (BEH), serapilheira (SER), biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), e da copa (BCF)

| Reservatórios de Carbono | Plantio | 6 anos | | Barreiro Rico |
|--------------------------|-------------------|----------------------------------|---------------------|---------------------|
| | | Usual | Intensivo | |
| | | -----Mg C ha ⁻¹ ----- | | |
| SOC | 30,9 ± 5,9 | 34,0 ± 6,7 a | 31,9 ± 3,4 a | 35,5 ± 10,9 |
| BRA | 0 | 1,7 ± 0,5 b | 5,1 ± 0,8 a | 30,8 ± 6,3 |
| BEH | 3,1 ± 0,9 | 1,5 ± 0,6 b | 0,2 ± 0,1 a | - |
| SER | 0 | 3,7 ± 0,9 b | 5,3 ± 1,3 a | 4,0 ± 1,4 |
| BLA | 0 | 4,5 ± 1,8 b | 16,1 ± 3,7 a | 138,7 ± 30,5 |
| BCP | 0 | 0,7 ± 0,2 b | 2,1 ± 0,4 a | - |
| LENHOSO | - | 4,5 ± 1,8 b | 16,1 ± 3,7 a | 138,7 ± 30,5 |
| AÉREO | 3,1 ± 0,9 | 10,4 ± 1,5 b | 23,7 ± 4,5 a | 142,7 ± 30,6 |
| ECOSSISTEMA | 34,0 ± 5,9 | 47,2 ± 5,8 b | 60,5 ± 7,8 a | 209,1 ± 39,1 |

* Para os tratamentos usual e intensivo, valores seguidos das letras a e b representam diferença significativa a 5% pelo teste de Tukey

A partir da tabela 11 nota-se que o estoque de C armazenado no solo (SOC), encontrado na floresta madura (35,5 Mg C ha⁻¹) está semelhante aos valores obtidos nos dois tratamentos de restauração, usual e intensivo, respectivamente de 34,0 e 31,9 Mg C ha⁻¹. Com relação a sua proporção frente aos demais compartimentos, observa-se que, enquanto que no tratamento usual este estoque representa 72% do total, no intensivo este valor cai para 53% e, na floresta madura representado apenas por 17%, devido ao acúmulo de C do material lenhoso.

Esta análise volta a ratificar a dificuldade de se contabilizar os estoques de C no solo (SOC), como compartimento sumidouro de C, para o seqüestro de C em projetos florestais A/R no escopo do MDL.

Da mesma forma, na tabela 11, nota-se que o estoque de C na serapilheira (SER), já se assemelha aos estoques do tratamento usual e intensivo do plantio de restauração estudado, mostrando a provável estabilização de acúmulo de C neste compartimento, quando comparado ao estoque de C na serapilheira da floresta madura.

Tal compartimento, para a floresta madura representa apenas 3% do estoque total da parte aérea (Tabela 11), fração muito pequena diante dos demais compartimentos, e, devido à dificuldade de amostragem para realização de sua estimativa, e ainda devido à possível estabilidade de acúmulo de C, nos plantios de restauração em questão face à floresta madura, sua contabilização não seria prioritária para projetos A/R dentro do MDL, da mesma forma que o solo.

Além disso, também com base na tabela 11, dois aspectos importantes devem ser levantados a partir da biomassa radicular, um é de que o estoque de C armazenado na biomassa radicular pode representar um quinto do estoque de C total. O outro aspecto é que o valor encontrado para relação raiz:parte aérea (R/A) de 0,22 na floresta madura, é inferior aos observados nos tratamentos, usual e intensivo do ensaio, respectivamente, de 0,33 e 0,28. Isto significa que, com a maturidade sucessional, a alocação de C para a biomassa radicular diminui, frente à maior produção da biomassa aérea.

4.7 Seqüestro de Carbono

Os seqüestros de C ao longo dos 6 anos do plantio, para os respectivos compartimentos, e totalizados, conforme descrito para a tabela 11, estão apresentados para os dois tratamentos do ensaio, usual e intensivo na tabela 12.

Tabela 12 – Variação de carbono entre os tratamentos, usual e intensivo, para os 6 anos de restauração, por compartimento, solo (SOC), biomassa de raízes (BRA), estrato herbáceo (BEH), serapilheira (SER), biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), e da copa (BCF)

| Reservatórios de Carbono | Variação de C (Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹) | | | | | |
|-----------------------------|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | Total | | Aéreo | | Lenhoso | |
| | Usual | Intensivo | Usual | Intensivo | Usual | Intensivo |
| SOC | 0,74 ± 1,45 a | -0,06 ± 0,83 a | - | - | - | - |
| SER | 0,61 ± 0,15 b | 0,89 ± 0,21 a | 0,61 ± 0,15 b | 0,89 ± 0,21 a | - | - |
| BRA | 0,28 ± 0,09 b | 0,84 ± 0,13 a | - | - | - | - |
| BEH | -0,27 ± 0,19 a | -0,49 ± 0,16 b | -0,27 ± 0,19 a | -0,49 ± 0,16 b | - | - |
| BLA | 0,75 ± 0,29 b | 2,68 ± 0,62 a | 0,75 ± 0,29 b | 2,68 ± 0,62 a | 0,75 ± 0,29 b | 2,68 ± 0,62 a |
| BCP | 0,12 ± 0,03 b | 0,35 ± 0,07 a | 0,12 ± 0,03 b | 0,35 ± 0,07 a | - | - |
| TOTAL | 2,23 ± 1,15 b | 4,22 ± 0,53 a | 1,21 ± 0,35 b | 3,43 ± 0,83 a | 0,75 ± 0,29 b | 2,68 ± 0,62 a |

* Para os tratamentos usual e intensivo, valores seguidos das letras a e b representam diferença significativa a 5% pelo teste de Tukey

Nota-se, pela tabela 12, que seja qual for o critério utilizado para o somatório das variações de estoques de C, o tratamento intensivo evidenciou maiores taxas de seqüestro de C, estatisticamente significativas, comparativamente ao tratamento usual, sendo de aproximadamente 90% em relação ao estoque total, de quase 3 vezes maior para o estoque aéreo e, de 3,6 vezes maior para o estoque de C na biomassa lenhosa.

Portanto, mesmo desconsiderando a variação dos estoques de C na biomassa radicular (BRA) e no solo (SOC), para o seqüestro aéreo, os tratos silviculturais elevam as taxas de seqüestro de C.

A figura 16 ilustra tais variações nos estoques de C, por compartimento, ao longo dos 6 anos de restauração, entre os tratamentos usual e intensivo, com seu respectivo total demonstrando o elevado potencial de seqüestro de C de áreas de restauração implantadas sob sistema de manejo intensivo.

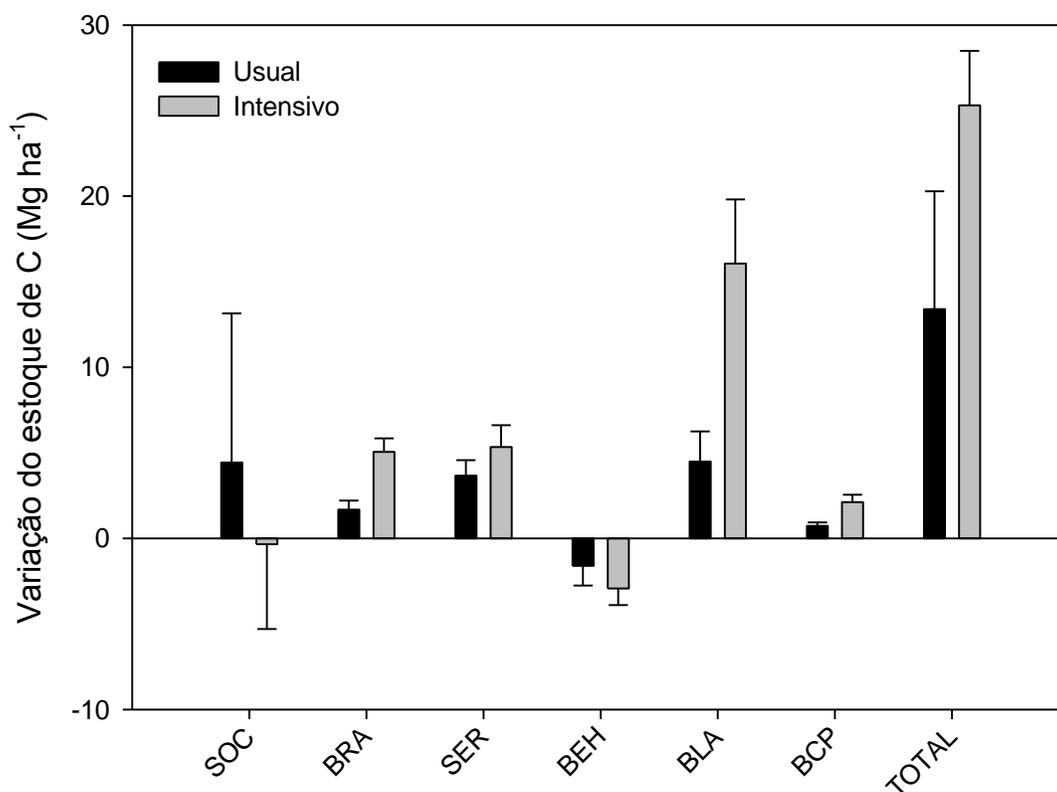


Figura 16 – Variação do estoque de C por compartimento, no solo (SOC), na biomassa de raízes (BRA), no estrato herbáceo (BEH), na serapilheira (SER), na biomassa lenhosa da parte aérea (BLA), e na biomassa da copa (BCP), entre os tratamentos, usual e intensivo, aos 6 anos de restauração.

Além disso, como forma de demonstrar a complexidade da determinação da estocagem e variação de C no solo, nota-se, que no tratamento intensivo houve uma pequena perda, diferentemente do tratamento usual, acontecimento este não esperado (Figura 16), e determinado devido à grande variabilidade do C no solo.

No entanto, deve-se ressaltar que os sistemas de plantio de restauração utilizados neste estudo, contemplam apenas 20 espécies nativas, deste modo, é aconselhável que se realizem estudos que possam explicar melhor a interação da biodiversidade, através da inclusão de maiores quantidades de espécies nestes sistemas, com as taxas de seqüestro de C para diferentes modelos de áreas restauradas.

Ainda no que se refere às espécies, é importante atentar-se ao arranjo de espécies com relação à proporção pioneiras e não pioneiras, sabendo que o pioneirismo pode acelerar as taxas de seqüestro de C, porém, ao se considerar a longevidade, é necessário que haja uma preocupação em relação à sustentabilidade destes plantios, visto que tais espécies desaparecerão do sistema em alguns anos. Logo, há a necessidade de se trabalhar com maior número de espécies, em áreas de restauração florestal visando o seqüestro de C.

A figura 17 mostra os estoques de C por compartimento, entre os três sistemas, plantios de restauração manejados intensivamente, e usualmente, e a Mata do Barreiro Rico, representando a testemunha máxima.

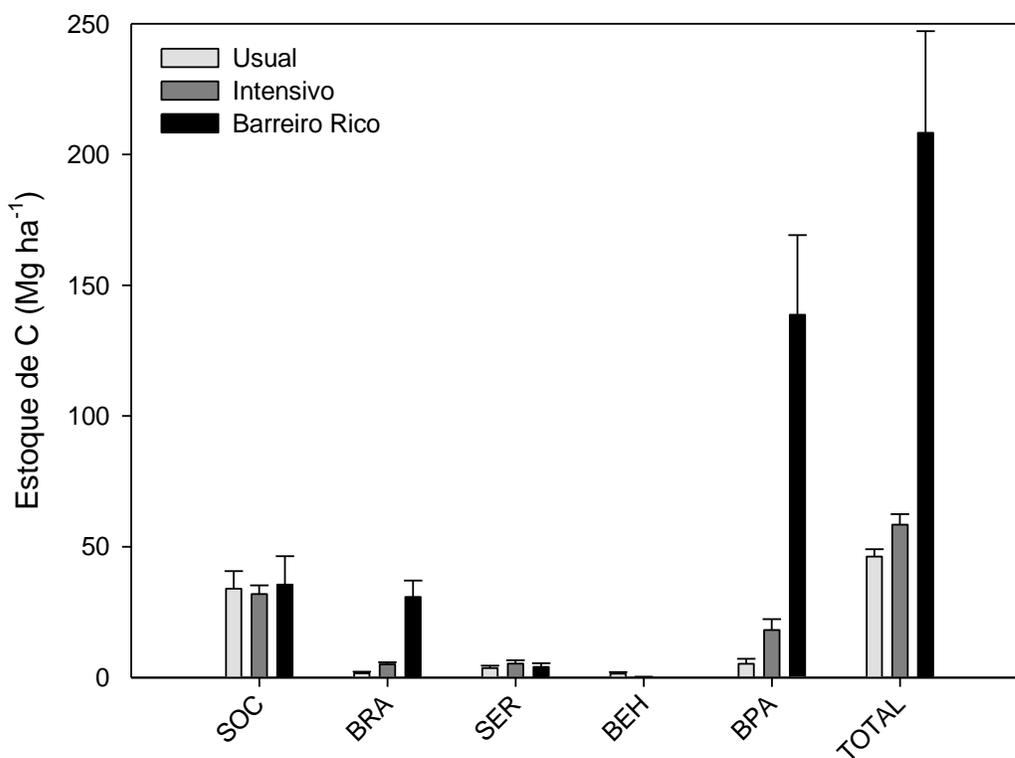


Figura 17 – Estoque de C por compartimento, solo (SOC), biomassa de raízes (BRA), serapilheira (SER), estrato herbáceo (BEH), biomassa da parte aérea (BPA), entre os tratamentos, usual e intensivo, aos 6 anos de restauração e o Barreiro Rico, testemunha máxima. O estoque de C na BPA para os tratamentos é a soma do estoques de C na biomassa lenhosa aérea (BLA) com o estoque de C na biomassa de copa (BCP), visto que a estimativa do estoque de C na BPA para o Barreiro Rico é o total da parte aérea, incluindo lenho e copa

Conforme ilustrado na figura 17, o diferencial na estocagem de C é encontrado nos compartimentos de biomassa da parte aérea (BPA) e radicular (BRA). Nota-se também, que os estoques de C para o solo (SOC) e para a serapilheira são relativamente semelhantes, entre os tratamentos usual e intensivo e a floresta madura.

Assim sendo, fica evidente a grande importância da quantificação da biomassa aérea e radicular da floresta para as estimativas de MDL, enquanto as estimativas de variação de estoques de C no solo e serapilheira se mostram de menor importância.

Por fim, a tabela 13 apresenta os prováveis valores estimados do tempo necessário para os plantios de restauração em questão, com base no ciclo do plantio, no caso de 6 anos, e os estoques de C médios na parte aérea lenhosa encontrados nos dois sistemas de implantação (manejo usual e intensivo), e na Mata do Barreiro Rico, representando a expectativa em termos de maturidade sucessional.

Tabela 13 – Estoque de C no compartimento aéreo (tronco, galhos e copa), para os dois sistemas de implantação silvicultural (manejo usual e intensivo) e para a floresta madura, Mata do Barreiro Rico. O número de ciclos de 6 anos representa uma estimativa-índice do tempo necessário para a restauração atingir a condição de estoque de C aéreo de uma floresta madura

| Estoque de C (Mg C ha ⁻¹) | Usual | Intensivo | Barreiro Rico | Número de Ciclos de 6 anos | |
|--|-------|-----------|---------------|----------------------------|-----------|
| | | | | Usual | Intensivo |
| AÉREO | 5,2 | 18,2 | 138,7 | 26,6 | 7,6 |

Nota-se que, o sistema de implantação sob manejo intensivo poderia reduzir o período de maturidade da restauração de 160 anos (26,6 ciclos de 6 anos) para apenas 45 anos (7,6 ciclos de 6 anos). O valor encontrado de 45 anos para a maturidade da floresta é próximo dos 54 anos estimados via tamanho das árvores médios (item 4.6) apontando, talvez, que uma estimativa de meio século para uma completa restauração da Mata Atlântica seja um período possível. Ressalta-se que Melo e Durigan (2006) já observaram restaurações com estoques de C iguais ou superiores a florestas maduras aos 30 anos.

No entanto, a inclusão da biodiversidade na restauração deve ser ainda considerada para se ratificar a completa maturidade do sistema restaurado.

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos até os 6 anos de idade do experimento de restauração florestal em área de pastagem de *Brachiaria*, em Anhembi/SP, onde se estudou o efeito das práticas silviculturais (manejo usual e intensivo) nas taxas iniciais de seqüestro de C destes sistemas, e sua comparação com parcelas de florestas maduras da região, pode-se concluir que:

- As equações alométricas desenvolvidas para predição de biomassa lenhosa aérea, de raízes, e da copa de 20 espécies (incluindo pioneiras e não pioneiras), foram eficientes (garantidas intensidade amostral e representatividade dimensional) e dependentes apenas da mensuração de variáveis de fácil acesso, área seccional, altura total e densidade básica da madeira.

- Os teores de C no compartimento lenhoso da parte aérea e radicular das 20 espécies estudadas teve baixa variabilidade e valor médio de 46,5%, podendo ser considerado como constante;

- As práticas silviculturais intensivas aumentaram significativamente a produtividade da biomassa em 250% (de 1,85 para 6,45 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) devido ao aumento da eficiência da copa e maior alocação para o tronco face à alívio dos estresses ambientais;

- O seqüestro inicial de C na restauração ocorreu preponderantemente na biomassa lenhosa aérea (tronco e galhos) e no sistema radicular, atingindo valores no sistema intensivo de 2,68 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ e 0,84 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, que corresponderam a 64% e 20% do seqüestro de C nos primeiros 6 anos;

- O seqüestro de C no solo não foi detectado em 6 anos de restauração dada à alta variabilidade espacial e tamanho do reservatório, sendo assim, para a quantificação de seqüestro de C no solo deve-se considerar períodos mais amplos de tempo;

- Um período provavelmente superior a 50 anos deve ser necessário para que as restaurações atinjam sua maturidade, desde que o manejo intensivo seja usado nas fases iniciais destes sistemas.

Assim, retomando as hipóteses iniciais do estudo, verifica-se que:

- i. Comparativamente ao manejo usual, o manejo intensivo elevará os estoques de C nos compartimentos aéreo, radicular e da serapilheira devido à alívio dos estresses ambientais, e redução do estoque de C do estrato herbáceo face ao maior desenvolvimento do dossel no manejo intensivo. Não se espera variação significativa sobre o estoque de C do solo face ao curto período e baixa produtividade dos sistemas estudados: **Inteiramente corroborada.**
- ii. O seqüestro biológico será maior na seguinte ordem, dentre os compartimentos com aumento de estoque: aéreo > radicular >> serapilheira; e comparativamente ao manejo usual, o manejo silvicultural intensivo terá maior alocação de C na parte aérea em função da maior alocação de C para o sistema aéreo em ambientes menos estressantes: **Inteiramente corroborada.**
- iii. O estoque de C no solo e serapilheira da floresta madura será maior do que nas restaurações florestais, haja vista a mobilização e erosão do solo ocorridas na pastagem restaurada. Em relação ao estoque de C na parte aérea e radicular, nossa hipótese é que o sistema intensivo aos 6 anos contenha proporcionalmente cerca de 20% do estoque da floresta madura, assumindo que o período de sucessão seja de 30 anos: **Inteiramente rejeitada.**

REFERÊNCIAS

AERTS, R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. **Oikos**, Copenhagen, v. 79, n. 3, p. 439-449, 1997.

ASSUMPÇÃO, C.T.; LEITÃO FILHO, H.F.; CESAR, O. Descrição das matas da Fazenda Barreiro Rico, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 5, n. 1/2, p. 53-66, dez. 1982.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ, LERF, Instituto BioAtlântica, 2009.

BERNOUX, M.; CONCEIÇÃO, M.; CARVALHO, S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's Soil Carbon Stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 888–896, 2002.

BINKLEY, D., KAYE, J.; BARRY, M.; RYAN, M.G. First rotation changes in soil carbon and nitrogen in a *Eucalyptus* plantation in Hawaii. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 1713-1719, 2004.

BIRDSEY, R.; CANNELL, M.; GALINSKI, W.; GINTINGS, A.; HAMBURG, S.; JALLOW, B.; KIRSCHBAUM, M.; KRUG, T.; KURZ, W.; PRISLEY, S.; SCHULZE, D.; SINGH, K.D.; SINGH T.P.; SOLOMON, A.M.; VILLERS, L.; YAMAGATA, Y. Afforestation, Reforestation, and Deforestation (ARD) Activities. In: WATSON, R.; NOBLE, I.; VERARDO, D. (Ed.). **Land use, land-use change, and forestry: special report to the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. chap. 3, p. 283-338.

BRITEZ, R.M. de; 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; Curitiba: Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, 2007. 165 p.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55 p. (Forestry Paper, 134)

_____. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. **Philosophical Transactions of the Royal Society**. Series A, Mathematical, Physical and Engineering Sciences, London, v. 360, p. 1669-1683, 2002a.

_____. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 116, p. 363–372, 2002b.

BROWN, S.; LUGO, A.E. The Storage and Production of Organic Matter in Tropical Forests and Their Role in the Global Carbon Cycle. **Biotropica**, Washington, v. 14, n. 3, p. 161-187, 1982.

_____. Tropical Secondary Forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, p. 1-32, 1990.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to inventory data. **Forest Science**, Maryland, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BROWN, S.; MASERA, O.; SATHAYE, J. Project-based activities. In: WATSON, R.; NOBLE, I.; VERARDO, D. (Ed.) **Land use, land-use change, and forestry: special report to the Intergovernmental Panel on Climate Change**; Cambridge: Cambridge University Press, 2000. chap. 5, p. 283-338.

BROWN, S.; SWINGLAND, I.R.; HANBURY-TENISON, R.; PRANCE, G.T.; MYERS, N. Changes in the use and management of forests for abating carbon emissions: issues and challenges under the Kyoto Protocol. **Philosophical Transactions of the Royal Society. Series A**, Mathematical, Physical and Engineering Sciences, London, v. 360, p. 1593-1605, 2002b.

BURGER, D.M.; DELITTI, W.B.C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 4, p. 131-136, 2008.

CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H.; BAUMGARDNER G.A. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, Berlin, v. 111, p. 1-11, 1997.

CAMPOE, O.C. **Efeito de práticas silviculturais sobre a produtividade primária líquida de madeira e eficiência do uso da luz em plantios de restauração de Mata Atlântica**. 2008. 120 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

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, p. 1808-1814, 2010.

CANADELL, J.G.; RAUPACH, M.R. Managing Forests for Climate Change Mitigation. **Science**, Washington, v. 320, p. 1456, 2008.

CANNELL, M.G.R.; DEWAR, R.C. Carbon allocation in trees: a review of concepts for modeling. **Advances in Ecological Research**, Amsterdam, v. 25, p. 59–104, 1994.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de Capacitação sobre Mudança do Clima e Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**. Brasília: CGEE, 2008.

CESAR, O. **Composição florística, fitossociologia e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua (Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP)**. 1988. 223 p. Tese (Livre-Docência) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1988.

_____. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 53, n. 4, p. 671-681, 1993.

CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H.C.; BAKER, T.R.; EASDALE, T.A.; TER STEEGE, H.; WEBB, C.O. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, Washington, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, 2006.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.; CHAMBERS, J.C.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.; 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.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, p. 1458, 2008;

CLARK, D.A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.W.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R., NI, J. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, p. 356–370, 2001a.

CLARK, D.A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.W.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R., NI, J.; HOLLAND, E.A. NPP in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, p. 371–384, 2001b.

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.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

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 restauração ecológica: tendências perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVERA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 1, p. 3-26.

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.

FEARNSIDE, P. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 3, p. 395-400. 2006.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, London, v. 312, p. 109-114, 1984.

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

FRIEDLINGSTEIN, P.; JOEL, G; FIELD, C.B.; FUNG, I.Y. Toward an allocation scheme for global terrestrial carbon models. **Global Change Biology**, Oxford, v. 5, p. 755–770, 1999.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas da evolução de remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1985 a 1990**. São Paulo, 1993. 22 p.

GÁBOR, G.J.S. **Seqüestro de carbono nos solos: Avaliação das potencialidades dos solos arenosos sob pastagens, Anhembi-Piracicaba/SP**. 2003. 128p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

GALINDO-LEAL, C; GUSMÃO CAMARA, I. Atlantic forest hotspot status: an overview. In: _____. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p. 60-65.

GARCÍA-OLIVA, F.; MASERA, O.R. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto Protocol. **Climatic Change**, Amsterdam, v. 65, p. 347–364, 2004.

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.

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

GUO, L.B.; GIFFORD, R.M. Soil carbon Stocks and land use change: ameta analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 345-360, 2002.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 28, p. 153-165, 1998.

HOUGHTON, R.A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, 945–958, 2005a.

_____. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. In: MOUTINHO, P.; SCHWARTZMAN, S. (Ed.). **Tropical deforestation and climate change**. Belém: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia; Washington, Environmental Defense, 2005b.

IANNELLI – SERVIN, C.M. **Caracterização ecofisiológica de espécies nativas da Mata Atlântica sob dois níveis de estresse induzidos pelo manejo florestal em área de restauração florestal no Estado de São Paulo**. 2007. 94 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881p.

_____. **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: TERE Press, 2008. 104 p.

KAGEYAMA, P.Y. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, Piracicaba, n.41/42, p.83-93, 1989.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVERA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 2, p. 27-48.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.

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

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, Oxford, v. 6, n. 3, p. 271–279, 1998.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, p. 1628–1632, 2005.

LARCHER, W. **Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups**. 3rd ed. New York: Springer Verlag, 2006. 506 p.

LITTON, C.M.; RAICH, J.W.; RYAN, M.G. Carbon allocation in forest ecosystems. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 2089–2109, 2007.

LUGO, A.E.; BROWN, S. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 54, p. 239-255, 1992.

MACDICKEN, K.G. **A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects**. Forest Carbon Monitoring Program, Institute for Agricultural Development. Arlington: Winrock International, 1997.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.22, n.3, p. 405-412, 1999.

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

MELO, A.C.G.; SOUSA, H.; CONTIERI, W.A.; MALICIA, L.C. **Biomassa, fixação de carbono e estrutura da vegetação de cerrado em restauração aos seis anos, Assis, SP**. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 73-78, jun. 2009.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologia**, Paris, v. 18, p. 1–12, 1997.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). **O mecanismo de desenvolvimento limpo: guia de orientação**. Rio de Janeiro: Imperial Novo Milênio, FIDES, 2009.

MIRANDA, D.L.C. **Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no sudoeste paulista**. 2008. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

MOKANY, K.; RAISON, R.J.; PROKUSHKIN, A.S. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 84-96, 2006.

MONTAGNINI, F.; PORRAS, C. Evaluating the role of plantations as carbon sinks: An example of an integrative approach from the humid tropics. **Environmental Management**, Amsterdam, v. 22, p. 459–470, 1998.

MORELLATO, L.P.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 786–792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 1, p. 852–858, 2000.

NOGUEIRA JR., L.R. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**. 2010. 94 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

OLIVEIRA, J.B. de; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agrônomo; Rio de Janeiro: EMBRAPA – Solos, 1999. 64 p. Escala 1:500.000.

PAESE, A.; DIEDERICHSEN, A.; SANTIAMI, E.; PEREIRA, G.; GUIMARÃES, J.; RIBEIRO, M.; RODRIGUES, R. Método utilizado para o mapeamento das áreas potenciais de restauração na Mata Atlântica: Sistemas de informação geográfica (SIG). In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009.

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

POST, W.M.; KWON, K.C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, p. 317–327, 2000.

POST, W.M.; AMONETTE, J.E.; BIRDSEY, R.; GARTEN JR., C.T.; GRAHAM, R.L.; IZAURRALDE, R.C.; JARDINE, P.M.; JASTROW, J.; LAL, R.; MARLAND, G.; MCCARL, B.A.; THOMSON, A.M.; WEST, T.O.; WULLSCHLEGER, S.D.; METTING, F.B. Terrestrial carbon sequestration – Science for enhancement and implementation. In: MCPHERSON B.J.; SUNDQUIST, E.T. (Ed.). **Carbon sequestration and its role in the global carbon cycle**. AGU Monograph Series, n. 183, p. 73–88, 2009.

RANDERSON, J.T.; CHAPIN III, F.S.; HARDEN, J.W.; NEFF, J. C.; HARMON, M.E. Net Ecosystem Production: A Comprehensive Measure of Net Carbon Accumulation by Ecosystems. **Ecological Applications**, Washington, v. 12, n. 4, p. 937–947, 2002.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; KAGEYAMA, P.Y.; OLIVERA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 5, p. 91-110.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.; HIROTA, M.M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

ROCHA, M.T. Mudanças climáticas e mercado de carbono. In: SANQUETA, C.R.; BALBINOT, R.; ZILLOTTO, M.A.B. (Ed.). **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: UFPR/Ecoplan, 2004. p. 39-53.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, 2010, doi:10.1016/j.foreco.2010.07.005 In Press.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2000. 320 p.

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

SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILLIOTO, M.A.B.; GOMES, F.S. (Ed.). **As florestas e o carbono**. 2002, cap. 6, p. 119-140.

SANQUETTA, C.R.; BALBINOT, R. Metodologias para determinação de biomassa florestal. In: SANQUETA, C.R.; BALBINOT, R.; ZILLOTTO, M.A.B. (Ed.). **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: UFPR/Ecoplan, 2004. p. 77-93.

SÃO PAULO, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SMA). **Relatório de Qualidade Ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo: SMA, 2003, 184p.

SCHULZE, E.D.; WIRTH, C.; HEIMANN, M. Managing forests after Kyoto. **Science**, Washington, v. 289, p. 2058–2059, 2000.

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H.S.; SANQUETTA, C.R.; ARCE, J.E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, 2008.

SILVER, W.L.; OSTERTAG, R.; LUGO, A.E. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical pastoral and agricultural lands. **Restoration Ecology**, Oxford, v. 8, p. 394-407, 2000.

SMITH, P. How long before a change in soil organic carbon can be detected? **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 1878–1883, 2004.

STAPE, J.L.; GANDARA, F. B. **Modelos de recuperação de áreas degradadas com espécies nativas em duas regiões do Brasil visando seqüesto de carbono**. Piracicaba: IPEF; ESALQ, Depto. Ciências Florestais, 2006. 164p. Relatório Final do Projeto Petrobrás - IPEF.

STAPE, J.L.; BINKLEY, D.; RYAN, M.G. Eucalyptus production and the supply, use and the efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 193, p. 17-31, 2004.

_____. Production and carbon allocation in a clonal eucalyptus plantation with water and nutrient manipulations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 920-930, 2008.

STAPE, J.L.; GANDARA, F.; SANTOS, J.D.; GUSSON, E.; CAMPOE, O.C.; SIXEL, R.M.M. Taxas iniciais de seqüestro de carbono em área de restauração florestal são dependentes do sistemas de implantação e manejo adotados. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu, **Resumos...** Caxambu: SEB, 2007. Resumo 272.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 19, p. 695–700, 2005.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, 2002, Taipei, Taiwan. **Anais...** Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, 2002. p. 98-115.

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.; DE MATTOS, E.A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M.; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 2., p. 21-29, 2008.

VISMARA, E.S. **Mensuração da biomassa e construção de modelos para construção de equações de biomassa.** 2008. 102p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

WATSON, R.; NOBLE, I.; VERARDO, D. (Ed.). **Land use, land-use change, and forestry:** special report to the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, p. 375, 2000. 375 p.

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