

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”  
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de  
implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e  
espaçamentos**

**Luís Vicente Brandolise Bufo**

**Dissertação apresentada para obtenção  
do título de Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba  
2008**

**Luís Vicente Brandolise Bufo**  
**Bacharel em Engenharia Florestal**

**Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamentos**

Orientador:

Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

**Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba**  
**2008**

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

Bufo, Luís Vicente Brandolise

Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamento / Luís Vicente Brandolise Bufo. - - Piracicaba, 2008.

87 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.  
Bibliografia.

1. Energia de biomassa 2. Espaçamento 3. Florestas – Restauração 4. Mudas – Implantação 5. Sequestro de carbono I. Título

CDD 634.9

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

## AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela orientação inicial e auxílio na elaboração do plano de mestrado.

Ao Prof. João Luiz Ferreira Batista, pelos “galhos quebrados”.

Ao meu orientador Hilton Thadeu Zarate do Couto, pela confiança depositada em mim, me assumindo como orientado poucos meses antes do prazo final para conclusão deste trabalho.

Aos amigos Aloísio, Jarreta e Claudinei, da Usina Vale do Rosário, pelo apoio logístico e humano, desde a implantação do meu projeto até sua finalização.

Às pessoas do viveiro da Nova Aliança, especialmente Edson e Maurício, pelo apoio na escolha, organização e expedição das mudas para o campo.

A todos os funcionários da Nova Aliança que trabalharam na implantação e avaliação do experimento.

À Casa da Floresta, empresa na qual trabalho, pela compreensão devido a minha ausência nas últimas semanas para conclusão desta dissertação e pelo empréstimo de materiais necessários para as avaliações de campo.

À Regina Celis de Freitas, da secretaria da Pós Graduação, que me ajudou a romper algumas barreiras, mostrando os caminhos para conseguir concluir esta dissertação.

Às muitas pessoas que abdicaram de alguns finais de semana e feriados, para me ajudar nas avaliações de meu experimento sob o sol escaldante da Região de Ribeirão Preto, muitas vezes para isso deixando de lado as próprias obrigações: Casal Rodrigo e Andrezza Nobre, Carolina Delfini, Fabiana Basso, Fernando Bechara,

Geissyanii Bessão, Júlio César Costa, Magda Lima, Marcelo Ferreira (Pinus), Márcio Vicente, minha esposa Fernanda, minha irmã Fernanda, Pablo Soares, Ricardo Viani, Valdeir dos Santos (Jabá), e Vânia Korman.

Ao amigo e compadre Ricardo Viani, agradeço imensamente pela enorme contribuição intelectual e operacional prestada ao desenvolvimento deste trabalho desde avaliações de campo, análises estatísticas, correções de texto e discussões conjuntas.

Aos meus pais pela minha formação moral e profissional, sem a qual este trabalho não seria possível. Também pelas inúmeras vezes que me disponibilizaram o carro para a execução dos trabalhos de campo.

Finalmente, à minha esposa Fernanda de Melo Tenório Bufo, pelo amor, paciência, companheirismo, e pelo seu empenho em não me deixar desistir desta empreitada.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	8
ABSTRACT .....	10
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	16
2.1 Cobertura de copas .....	16
2.2 Seqüestro de carbono.....	23
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1 Caracterização e escolha das áreas .....	27
3.2 Modelos de implantação de mudas.....	31
3.3 Escolha das espécies.....	37
3.4 Implantação e condução do experimento .....	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	51
4.1 Avaliação comparativa dos modelos de plantio .....	51
4.2 Acúmulo de biomassa nos plantios .....	70
5 CONCLUSÕES .....	77
REFERÊNCIAS .....	79
ANEXO .....	87



## RESUMO

### **Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamentos**

Além dos já conhecidos benefícios da conservação e restauração das florestas ciliares sobre a qualidade e quantidade de água produzida pelas microbacias hidrográficas, atualmente apregoa-se também a essas florestas a função de sumidouro de carbono. Este trabalho desenvolvido em duas propriedades produtoras de cana-de-açúcar localizadas no Norte do Estado de São Paulo (Santa Emília, município de Ituverava e Mata Chica, Morro Agudo) tem como objetivo testar variações de modelos de restauração já existentes, baseados na implantação de mudas e categorização das espécies em dois grupos denominados **grupo de preenchimento** e **grupo de diversidade**, quanto à eficiência em cobertura de copas e estoque de carbono de cada um dos modelos testados. Foram testados seis modelos de plantio, com variações em relação à forma de distribuição dos grupos (linhas alternadas de preenchimento e diversidade, alternância de indivíduos de preenchimento e diversidade na mesma linha e distribuição aleatória de indivíduos de preenchimento e diversidade), espaçamento (3 x 2 m e 3 x 3 m), e composição de espécies do grupo de preenchimento (grupo de preenchimento geral com 19 espécies, e grupo de preenchimento restrito com 10 espécies que mais se destacam em crescimento e cobertura de copas). A eficiência da cobertura de copas de cada modelo foi avaliada por dois métodos diferentes denominado: interseção na linha e interseção em pontos. No primeiro foi medido o comprimento de copas de todos os indivíduos na linha de plantio, e a porcentagem de cobertura obtida pela soma do comprimento total das copas de todas as árvores de cada parcela, em relação ao comprimento total das linhas de plantio de cada parcela. A avaliação por interseção em pontos foi realizada utilizando-se um densitômetro vertical com o qual foi verificou-se a presença ou ausência de cobertura em 108 pontos por parcela. Para a avaliação do montante de carbono estocado aos 32 meses de idade pelos diferentes modelos de plantio foram, tomadas medidas do maior diâmetro de tronco à 1,3 m, com valor de inclusão  $\geq 5$  cm, e aplicados à duas equações alométricas para a determinação da biomassa. A cobertura pelo método da interseção na linha mostrou ser influenciada pelo espaçamento utilizado sendo os espaçamentos de 3 x 3 m menos eficientes. A forma de distribuição e a composição de espécies do grupo de preenchimento não influenciaram a cobertura de copas. O método de interseção em pontos não verificou diferença significativa na cobertura entre os modelos de plantio testados. Comparando-se os blocos experimentais, para ambas as formas de avaliação da cobertura, os blocos 1 e 2 foram superiores aos blocos 3 e 4 explicando-se isso pela maior fertilidade dos solos dos blocos 1 e 2 (Faz. Santa Emília), e pelo intenso ataque de formigas observado nos blocos 3 e 4 (Faz. Mata Chica). A biomassa acumulada não foi influenciada pelo modelo de plantio, mas pelas condições de sítio acima mencionadas, tendo os blocos 1 e 2 significativamente mais biomassa estocada que 3 e 4.

Palavras chave – Restauração florestal; Biomassa; Seqüestro de carbono; Implantação De Mudas; Equação alométrica



## ABSTRACT

### Forestry restoration and carbon stock in seedlings implantation models under different combinations of species and spacing

Beyond the well known benefits of riparian forests conservation and restoration over water abundance and quality, these forests have been recently credited for carbon stocking. This study was developed on two sugar cane cultivation areas located on the Northern part of São Paulo State (Santa Emília Farm, in Ituverava town and Mata Chica Farm, in Morro Agudo town) and the main objective was to evaluate variations of pre-existing restoration models, which are based on plantation of seedlings classified into fulfillment or diversity group. The evaluation regarding the efficiency of carbon storing and crown cover of each used models. Six plantation models were tested, with variations related to fulfillment or diversity group's distribution (alternated rows of fulfillment and diversity species, alternated fulfillment or diversity individuals within the same row and random distribution), distance between plants (3 x 2 m e 3 x 3 m) and fulfillment species composition (19 species or 10 selected species with high performance related to growth and crown cover development). The efficiency of crown cover of each model was estimated for two different methods denominated: line interception and spot interception. In the first was measured the crown's length of all trees in the line plants, and the percentage of cover by some of total crown's length of all trees in the parcel, in relation the total line's length of each parcel. The spot interception was realized using a vertical densitometer, to verification the presence or absence of cover in the 108 spots of parcel. For evaluating the carbon storage, by different plantation models were measured all trees with the breast height (1,3 m) diameter with the inclusion value  $\geq 5$  cm, and applied in two allometric equations to estimate the carbon storage. The coverage by intersection line method was influenced by the distance between plants, and the 3 x 3 m distance was less efficient. The crown coverage was not influenced by distribution way species composition of fulfillment group. Considering both coverage evaluation forms, the comparison of experimental blocks indicated that blocks 1 and 2 had higher performance than blocks 3 and 4, probably because of better soil fertility properties on blocks 1 and 2 (Santa Emília Farm) and because of intense ants' attack observed on blocks 3 and 4 (Mata Chica Farm). Accumulated biomass was not influenced by plantation models, but by site conditions previously discussed, which resulted on higher stored biomass for individuals on blocks 1 and 2 than those on blocks 3 and 4.

Keywords: Forest restoration; Biomass; Carbon sequester, Seedlings plantation, Allometric equation



## 1 INTRODUÇÃO

“A teoria sempre acaba mais cedo ou mais tarde  
assassinada pela experiência.”

*Albert Einstein*

Em todo o mundo os principais fatores de degradação dos ambientes terrestres são os desmatamentos para fins de agricultura, a urbanização, as grandes obras de engenharia para construção de estradas, ferrovias e represas, a mineração a céu aberto, a exploração da vegetação, o uso de práticas agrícolas inadequadas, e as atividades industriais e bioindustriais (DIAS; GRIFFITH, 1998).

A redução das áreas ocupadas por vegetação nativa tem levado a alarmantes taxas de perdas de biodiversidade e ao empobrecimento dos recursos genéticos (MYERS et al., 2000).

O bioma Mata Atlântica, com sua alta biodiversidade, encontra-se entre os mais ameaçados do mundo (MYERS et al., 2000), sendo sua degradação diretamente relacionada com o processo de ocupação adotada pelos colonizadores europeus (DEAN, 1996). Dados recentes sobre a cobertura de vegetação nativa do estado de São Paulo (KRONKA; NALON; MATSUKUMA, 2005), mostram que restam apenas 12% da Mata Atlântica original, sendo que menos do que 5% são efetivamente de florestas nativas, pouco antropizadas.

As pressões sobre as florestas ciliares são ainda mais importantes devido à relação destas faixas de vegetação com os diferentes setores de uso da terra: para o pecuarista, representam obstáculo ao livre acesso do gado à água; para a produção florestal, representam sítios bastante produtivos, onde crescem árvores de alto valor comercial; em regiões de topografia acidentada, proporcionam as únicas alternativas para o traçado de estradas; para o abastecimento de água ou geração de energia, representam excelentes locais de armazenamento de água visando garantia de suprimento contínuo (BREN, 1993).

Pressões como essas, sempre desconsideram a função hidrológica das florestas ciliares, como a manutenção da integridade da microbacia hidrográfica, mantendo a qualidade e a quantidade de água produzida pela mesma, bem como o ecossistema aquático nela inserido (LIMA; ZAKIA, 2000).

A copa das árvores e a camada de resíduos vegetais depositados e acumulados sobre o solo (serrapilheira) evitam ou amortecem impacto direto das gotas de chuva, evitando assim a desagregação das partículas básicas: areia, silte e argila, evitando o desencadeamento do processo erosivo (GONÇALVES; NOGUEIRA Jr.; DUCATTI, 2003).

Recentemente mediante as ameaças de aquecimento global, o papel das árvores como sumidouro de carbono, passou a ser um novo serviço ambiental esperado das florestas (SANQUETA; BALBINOT, 2004).

Os ecossistemas florestais são responsáveis pelo estoque de cerca de 90 % da biomassa terrestre, apresentando uma elevada taxa de fixação de carbono quando comparado com outras tipologias vegetais (GARDNER; MANKIN, 1981).

Alternativas de manejo para florestas tropicais têm sido propostas no sentido de potencializar a fixação e estoque de carbono por estas (BROWN, 1999). O aumento da cobertura arbórea em paisagens agrícolas e pastoris também pode contribuir com o montante de carbono estocado na vegetação (BROWN, 1999), e embora pouco se saiba a respeito dos reais valores de incremento e estoque de carbono em áreas restauradas, existe um grande potencial para a ampliação da cobertura arbórea através da restauração das áreas de Preservação Permanente.

Diante desse paradigma, avanços nos estudos sobre a restauração de áreas degradadas tornam-se prioritários. Diversos conceitos e modelos já permearam o histórico da restauração de áreas degradadas. Contudo a escolha ou criação de um modelo de restauração é um processo em constante aprimoramento, que é alimentado não só pelos conhecimentos básicos sobre ecologia, demografia, genética, biogeografia, mas também pelas informações sobre o ambiente físico e biológico da região onde irá ser implantado (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Um dos principais desafios da restauração das áreas e que perdura até hoje, sempre foi a busca por uma combinação ideal de espécie, espaçamento, densidade e forma de distribuição das mudas no campo, a fim de se atingir o mais brevemente possível o sombreamento do solo pela cobertura de copas, e o controle de gramíneas.

Trabalhos recentes visando aumentar a eficiência da cobertura de copas e sombreamento do solo, utilizando ao mesmo tempo garantir uma alta diversidade de espécies, classificam as espécies nativas em dois grupos funcionais denominados grupo de preenchimento e grupo de diversidade (NAVE; RODRIGUES, 2007) No grupo de preenchimento os indivíduos implantados têm a função de sombrear rapidamente o solo, e para tanto são utilizadas espécies que possuem como características crescimento rápido e arquitetura de copa ampla e densa. O grupo de diversidade tem como função garantir a diversidade do plantio, e assim neste grupo é inserido grande número de espécies de diferentes performances, podendo ser

árvores ou arbustos nativos da região a ser restaurada. A maioria das restaurações que utilizam este conceito adota espaçamento de 3 m entre linhas por 2 m entre plantas. Os grupos funcionais são alternados nas linhas de plantio, ou seja, uma linha composta apenas por espécies de preenchimento por uma linha composta apenas por espécies de diversidade.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo geral testar variações do modelo de plantio acima descrito, a fim de verificar a possibilidade de ampliação da eficiência em cobertura de copas e estoque de carbono nos reflorestamentos.

Como objetivos específicos o presente trabalho pretende testar as seguintes hipóteses:

- a) A ampliação do espaçamento entre plantas atualmente adotado de 3 x 2 m para 3 x 3 m, pode diminuir ou prorrogar a competição entre as plantas por recursos, e assim proporcioná-las um crescimento em altura e cobertura adicional de copas, capaz de compensar a diminuição do número de indivíduos por área, resultando numa redução de custos com mudas;
- b) A forma de distribuição dos grupos de plantio no campo pode ser modificada de forma a aumentar área coberta por copas e diminuir a sobreposição destas, aumentando assim a eficiência do modelo;
- c) O uso de um número de espécies restrito apenas àquelas que mais se destacam em cobertura de copas na composição do grupo de preenchimento, pode trazer um ganho em eficiência de cobertura, minimizando os custos com manutenção da área e justificando o uso de um pequeno número de espécies na composição deste grupo;
- d) A biomassa acumulada em reflorestamentos com espécies nativas é influenciada pelo modelo de plantio adotado.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Cobertura de copas

A mais simples forma de restauração ecológica envolve a remoção da perturbação permitindo assim que ecossistema se recomponha através dos processos ecológicos naturais. Mais frequentemente, entretanto, a restauração requer múltiplos esforços, porque múltiplas perturbações afetam os ecossistemas além de sua capacidade de restauração espontânea (PALMER; FALK; ZELDLER, 2006).

Através da supressão da vegetação e dos meios de regeneração, como banco de plântulas, chuva de sementes e rebrota, ocorre a degradação das áreas naturais. Estas áreas degradadas apresentam baixa resiliência, assim o seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento (CARPANEZII et al. 1990).

Recentemente esforços visando ampliar o conhecimento acerca da restauração de áreas degradadas têm se desenvolvido em diversas linhas de pesquisa. Reis et al., (2003) defende o uso de técnicas de restauração baseadas no princípio da nucleação, definida por Yarranton e Morrison, 1974 (apud REIS et al., 2003), como “a capacidade de uma espécie em propiciar uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, permitindo um aumento na probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies”. Como técnicas nucleadoras de restauração, o autor cita a transposição de solo, a semeadura direta e a hidrosemeadura, o uso de poleiros artificiais, a transposição de galhada e a coleta de sementes com manutenção da variabilidade genética.

Técnicas envolvendo a semeadura de espécies arbóreas em campo têm sido recentemente pesquisadas como alternativa de restauração (ARAKI, 2005; SOARES, 2007).

O resgate de plântulas em remanescentes florestais para plantio em áreas destinadas à restauração foi utilizado por Nave (2005) e Viani (2005). Em ambos os trabalhos os autores obtiveram como principal resultado o resgate de uma elevada diversidade de espécies, sendo várias das espécies resgatadas de difícil obtenção de sementes.

O uso de banco de sementes alóctone foi testado por Nave (2005), utilizando a camada superficial do solo retirada em área florestal e aplicada em áreas de solo exposto, obtendo resultados bastante satisfatórios quanto ao recobrimento do solo por vegetação e ao resgate de várias formas de vida.

Apesar das diferentes linhas de pesquisa que vêm se formando com o objetivo comum da ampliação do conhecimento sobre a restauração de áreas degradadas, na prática as técnicas mais utilizadas ainda continuam se baseando na implantação de mudas de espécies nativas, em sua maior parte de espécies arbóreas. Apenas recentemente, a Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo em alteração à Resolução SMA 47 de 26/11/2003, pela Resolução SMA 08 de 07/03/2007, passou a considerar as técnicas nucleadoras, a semeadura direta, e a indução e condução da regeneração natural, como técnicas restauradoras.

Isto ocorre porque muitas das técnicas alternativas mencionadas necessitam de condições específicas para sua aplicação, ou são inviáveis de aplicação em grande escala, tendo como fatores limitantes os elevados custos e/ou os resultados pouco satisfatórios, ao menos num curto prazo.

Por outro lado, a implantação de mudas visando à restauração de áreas degradadas já é uma técnica bastante antiga. Foi utilizada pela primeira vez no Brasil, no período imperial, quando devido a problemas de abastecimento de água na cidade do Rio de Janeiro, então sede da Colônia Portuguesa, suscitou do governo imperial as providências legais para a proteção e reflorestamento das matas do entorno de nascentes (MARTINS, 1988).

A recomposição florística dos mananciais, principalmente na Floresta da Tijuca iniciou-se com o transplante de pequenas árvores e posteriormente mudas retiradas das áreas vizinhas. Observando-se a perda de grande parte dos indivíduos transplantados, optou-se então pela coleta de sementes, formação de mudas em viveiro e seu plantio aleatório pelas áreas (MAYA, 1976).

Nas últimas décadas, a ciência tem buscado aprimorar as técnicas de restauração florestal através do desenvolvimento de tecnologias de produção de mudas e sementes, de plantio, de combinação de grupos sucessionais no campo e de outros métodos de reintrodução de propágulos, sempre com objetivo da restauração dos

processos ecológicos, restabelecendo o funcionamento da dinâmica florestal (NAVE; RODRIGUES, 2007).

A partir do final da década de 80, vários modelos de implantação de mudas com combinação de espécies de diferentes grupos sucessionais foram testados na restauração de áreas degradadas (DURIGAN; NOGUEIRA, 1990; RODRIGUES; LEITÃO-FILHO; CRESTANA, 1992; CRESTANA et al., 1993; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; BARBOSA, 2004, entre outros).

Esses modelos eram inicialmente baseados nos conceitos do Paradigma Clássico da Ecologia, no qual a floresta convergiria para um clímax único (PICKETT; PARKER; FIELDLER, 1992; KAGEYAMA; VIANA, 1992). Para tanto, as densidades dos indivíduos de cada espécie e sua distribuição espacial eram definidas com base nos parâmetros fitossociológicos de florestas preservadas da região que se pretendia restaurar, acreditando-se que desta forma o clímax único seria alcançado.

Nos conceitos clássicos de ecologia dominantes na época acreditava-se que os sistemas naturais eram considerados fechados e auto-reguláveis (PICKETT; PARKER; FIELDLER, 1992; PICKETT; OSTFELD, 1994) e a sucessão era um processo determinístico, ocorrendo através da convergência de fases para atingir um clímax único (CLEMETS, 1928; ODUM, 1969). Nesse ecossistema, a capacidade suporte de uma população seria fixa e constante.

Em todos os modelos usando grupos sucessionais, as espécies mais iniciais de sucessão tinham como função principal o rápido sombreamento da área a ser restaurada, criando um ambiente adequado para o desenvolvimento das espécies finais da sucessão (RODRIGUES; LEITÃO-FILHO; CRESTANA, 1992; KAGEYAMA et al., 1994; KAGEYAMA; GANDARA, 2004).

Porém, com a possibilidade da recomposição da fisionomia florestal em curto espaço de tempo pelo uso de espécies pioneiras e diante das dificuldades de obtenção de sementes e produção de mudas em larga escala para várias espécies finais da sucessão, a questão da diversidade nos plantios de restauração foi relegada a um segundo plano. Assim, nos anos seguintes, uma boa parte dos projetos de restauração adotou o plantio de uma grande proporção de indivíduos de poucas espécies pioneiras, não havendo preocupação com o ciclo de vida curto dessas espécies, com o número de

espécies em cada um dos grupos ecológicos e com a diversidade total de espécies nos plantios (BARBOSA, 2002).

Entre o final da década de 80 e primeiros anos do século 21 na maioria das áreas restauradas no estado de São Paulo, eram utilizadas em média 30 espécies apenas, geralmente as mesmas, sendo 2/3 delas dos estágios iniciais da sucessão secundária, portanto, com ciclos de vida em geral muito curtos (10-20 anos) (BARBOSA, et al., 2003).

Isso trouxe como consequência a senescência da maior parte dos indivíduos plantados logo nas primeiras décadas pós-plantio, sem que fossem criadas condições necessárias para que os indivíduos das espécies mais tardias na sucessão ecológica, plantados em baixa densidade e diversidade, ocupassem essas aberturas geradas pela morte das pioneiras, favorecendo assim a recolonização da área por gramíneas exóticas invasoras e, conseqüentemente a mato-competição (BARBOSA, 2002).

Recentemente, mudanças na ecologia de restauração têm sido baseadas no Paradigma Contemporâneo, também conhecido como Paradigma do Não Equilíbrio (PICKETT; PARKER; FIEDLER, 1992), no qual se acredita que as mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, não existindo uma convergência nas mudanças do sistema para chegar a um “ponto clímax único” (PICKETT; PARKER; FIEDLER, 1992).

Segundo este paradigma, são necessárias três condições básicas para que ocorram os processos de sucessão em uma área a ser restaurada: a) disponibilidade de local adequado; b) disponibilidade de diferentes espécies; c) disponibilidade de diferentes performances entre as espécies (PICKETT; COLLINS; ARMESTO, 1987).

Novos métodos de restauração, baseados nos conceitos do Paradigma Contemporâneo, visam contemplar o recobrimento inicial da área a ser restaurada em curto prazo e ao mesmo tempo criar condições ambientais para o desenvolvimento das espécies finais de sucessão, que garantirão uma alta diversidade (BARBOSA, 2004), requisito fundamental para a restauração dos processos ecológicos. A criação desses ambientes favoráveis tem como objetivo a

redução dos custos de implantação e ao mesmo tempo o aumento das chances de perpetuação da floresta implantada.

Assim, dentre os parâmetros estruturais dos reflorestamentos de restauração, a cobertura de copas, definida por Greig-Smith (1983) como “a proporção do solo ocupada pela projeção perpendicular da parte aérea dos indivíduos da população ou comunidade em análise”, merece destaque especial.

A cobertura promovida pelo dossel controla a quantidade, qualidade e distribuição temporal e espacial da luz, determinando níveis diferenciados de umidade do ar, temperatura e condições de umidade do solo (JENNINGS; BROWN; SHEIL, 1999), além de promover a interceptação das chuvas, reduzindo o impacto direto sobre o solo.

Em função disso, a cobertura é o maior determinante do “micro-habitat” interno da floresta, afetando o crescimento e sobrevivência de plântulas, determinando a composição florística da comunidade, afetando processos de oxidação da matéria orgânica e controlando processos erosivos (JENNINGS; BROWN; SHEIL, 1999),

O rápido incremento da cobertura é importante nos processos de restauração, pois a diminuição da luminosidade incidente no solo é fator importante para o controle da mato-competição (GUILHERME, 2000; MARTINS; LEITE; HARIDASAN, 2004).

Nesse sentido pesquisadores têm se empenhado em categorizar as espécies vegetais nativas em grupos funcionais, de acordo com as características de crescimento, formato e densidade de copas e características fenológicas dentre outras, e em criar modelos de distribuição desses grupos de espécies em campo, com a preocupação de maximizar a cobertura de copas no menor tempo possível, respeitando a necessidade de utilização de alta diversidade de espécies.

Uma dessas linhas de pesquisa classifica as espécies florestais nativas em dois grupos funcionais, denominados de **grupo de preenchimento** e **grupo de diversidade** (NAVE; RODRIGUES, 2007). Nesse conceito, o grupo de preenchimento tem como função recobrir e sombrear rapidamente a área com heterogeneidade de sombreamento e de uso dos recursos, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento dos indivíduos do grupo de diversidade e, ao mesmo tempo, desfavorecendo a ocupação da área por espécies competidoras como gramíneas, lianas agressivas, etc.

No grupo de preenchimento geralmente são usadas aproximadamente 20 espécies, que devem possuir as características de rápido crescimento e boa cobertura ou recobrimento do solo. Apesar do grupo de preenchimento possuir um número de espécies limitado, deve ser usado o máximo de diversidade possível para potencializar a complexidade do ambiente restaurado (NAVE; RODRIGUES, 2007).

No grupo de diversidade incluem-se todas as demais espécies a serem plantadas, que não possuem as características do grupo de preenchimento. Esse grupo deve apresentar sempre um grande número de espécies (cerca de 80 ou mais espécies) com poucos indivíduos em cada uma delas. As espécies do grupo de diversidade incluem uma pequena proporção das espécies mais iniciais (pioneiras e secundárias iniciais de copa não frondosa) e a maior parte das espécies finais da sucessão (secundárias tardias e/ou climáticas) (NAVE; RODRIGUES, 2007).

Alguns aspectos que necessitam maiores estudos em relação à aplicabilidade desse conceito na restauração de áreas degradadas referem-se a escolha adequada das espécies componentes do grupo de preenchimento (sendo necessário para cada região em que o método for aplicado, selecionar as espécies que melhor respondem aos requisitos funcionais desse grupo) e a determinação da forma de distribuição mais adequada destes grupos no campo. A maioria dos trabalhos de restauração que

utilizam este conceito propõe a distribuição em linhas alternadas de espécies de preenchimento com linhas compostas por espécies de diversidade, com espaçamento de dois metros entre plantas e três metros entre linhas (RODRIGUES et al., 2001; RODRIGUES; GANDOLFI; NAVE, 2003a, 2003b, 2003c).

Nave e Rodrigues (2007) sugerem que sejam testadas outras formas de distribuição desses grupos de espécies, como: a) plantio alternado de indivíduos de espécies de preenchimento e diversidade na mesma linha, com espaçamento de 2 m entre plantas e 3 m entre linhas e b) linhas de preenchimento alternadas com linhas de diversidade.

## 2.2 Seqüestro de carbono

O total de carbono existente na terra é estimado em valores superiores a  $26,10^{15}$  Mg, estando sua maior parte em compostos inorgânicos e somente cerca de 0,05% na forma orgânica. Os compostos orgânicos são encontrados nos sedimentos dos oceanos, e na biomassa e detritos orgânicos marinhos e terrestres (LARCHER, 2000).

Cerca de 650 Gt de carbono (Gt = Gigatonelada =  $10^9$  Mg) são encontrados nos compostos orgânicos, 755 Gt na biomassa, 1.720 Gt, no solo e as maiores reserva, com 38.500 Gt, nos oceanos (LARCHER, 2000).

As ações decorrentes das atividades econômicas e industriais vêm sistematicamente provocando alterações na biosfera, resultando na quase duplicação da concentração dos gases causadores do efeito estufa na atmosfera terrestre, principalmente o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (BALBINOT, et al., 2003).

A maior contribuição do dióxido de carbono atmosférico vem da queima de combustíveis fósseis e da produção de cimento (BROWN; LUGO, 1992). No entanto, mudanças no uso da paisagem florestal nos tópicos também contribuem com o problema, havendo ainda muita discussão a respeito do tamanho dessa contribuição. (HOUGHTON et al., 1990; DETWILER; HALL, 1988). Esses autores estimam que o fluxo de dióxido de carbono para a atmosfera devido à mudança da paisagem tropical nos anos 80 foi entre oito e 47 por cento do total produzido pela queima de combustíveis fósseis e pela produção de cimento. Estima-se que as florestas localizadas a baixas latitudes contêm cerca de 60% do total do carbono acumulado acima do solo pelas florestas mundiais (DIXON et al., 1994).

O interesse da comunidade científica em determinações mais acuradas do real montante de carbono acumulado nas florestas naturais e implantadas é crescente havendo exemplos deste tipo de estudo em diversas nações (MELO; DURIGAN, 2006; BALBINOT, et al., 2003; WEBER, et al., 2003; CLARK, D.B.; CLARK, D.A., 2000; KELLER; PALACE; HURTT, 2001; FEARNSIDE, 1997; GERWING; FARIAS, 2000; TAJCHMAN et. al, 1996; BROWN; LUGO, 1992; MURPHY; LUGO, 1986; CANNEL, 1984). Em alguns casos até a biomassa contida em certos grupos de animais que habitam as florestas tem sido considerada (OATES, et al., 1990).

Sabe-se que a estrutura e biomassa das florestas tropicais variam em função do tipo de solo (TUOMISTO et al., 1995), da fertilidade do solo (LAURANCE et al., 1999), (GENTRY, 1982), dos regimes de distúrbio (LUGO; SCATENA, 1996), do estágio sucessional (SALDARRIAGA et al., 1988), da posição topográfica (AUSTIN; PAUSAS; NICHOLLS, 1996) e dos impactos humanos (BROWN; LUGO, 1992).

Certos métodos utilizados para a estimativa da biomassa florestal envolvem a determinação do volume de madeira de cada árvore inventariada (com o uso de tabelas para conversão de dados de DAP e altura em volume) e o conhecimento da densidade básica da madeira de cada espécie, tal como demonstrado por Fang et al, 1998, na estimativa da biomassa acumulada em floresta boreal.

Em florestas tropicais, entretanto, devido à grande diversidade de espécies arbóreas existentes, o uso deste método torna-se bastante oneroso, uma vez que além da necessidade do conhecimento da densidade básica da madeira de um grande número de espécies, há ainda a preocupação com a identificação correta das espécies durante os levantamentos de campo. Fearnside (1997) considera a densidade básica da madeira como um fator chave que afeta as estimativas da biomassa acumulada na floresta, pois existem muitas variáveis envolvidas. O autor ressalta que a densidade básica da madeira varia entre indivíduos de uma mesma espécie, entre localização geográfica e entre as dimensões vertical e radial de uma mesma árvore, e assim sugere o uso de um valor médio de densidade de madeira, para cada tipo florestal a ser estudado.

Entretanto, métodos mais práticos de determinação de biomassa florestal baseiam-se na utilização de equações alométricas previamente estabelecidas, sendo necessário para tanto apenas a escolha da equação mais adequada para a zona climática e a classe de diâmetro mais adequada para a floresta que se pretende trabalhar. Brown (1997) sugere uma série de equações alométricas para diferentes zonas climáticas, algumas desenvolvidas para serem abastecidas apenas com dados de diâmetro, outras, no entanto, requerem também dados de altura das árvores ou ainda dados de área basal. As equações são criadas por meio de regressões matemáticas estabelecidas a partir de dados previamente coletados para cada zona climática.

Na busca de soluções para a redução das emissões dos gases do efeito estufa, alternativas para mitigação do problema começam a surgir. Brown (1999) considera haver um potencial de redução das emissões de carbono e aumento do acúmulo deste pelas florestas, utilizando para isso o manejo. A autora menciona como ações possíveis: a) evitar emissões – controlando o desmatamento, adequando os regimes de manejo, evitando a ocorrência de incêndios, e ampliando as áreas conservadas b) seqüestro - manejar com foco para o aumento do montante de carbono estocado e absorvido pela vegetação (biomassa viva acima e abaixo do solo), na matéria orgânica morta, no solo e em produtos de madeira duráveis, e c) substituição – focando o manejo para o aumento do uso da biomassa florestal como combustível, em substituição a combustíveis fósseis, e madeira para substituição do cimento na construção civil.

As florestas tropicais secundárias, acumulam rapidamente biomassa, geralmente acima de  $100 \text{ Mg.ha}^{-1}$  durante os primeiros 15 anos, mas distúrbios históricos, podem alterar esses resultados (BROWN; LUGO, 1990). Atualmente tem se atribuído às florestas ribeirinhas a função de fixação do carbono atmosférico, contribuindo assim para a redução do efeito-estufa (MELO; DURIGAN, 2006).

No Estado de São Paulo cerca de um milhão de hectares de áreas ciliares encontram-se desprotegidos pela vegetação nativa (SÃO PAULO, 2004) devendo, por exigência legal, ser destinadas à restauração (BRASIL,1965), o que as torna potencialmente candidatas a futuros sumidouros de carbono. Contudo, poucos ainda são os estudos sobre o estoque de carbono em áreas de florestas implantadas com a finalidade da restauração florestal podendo-se citar Melo e Durigan, (2006) que observaram a existência de grandes diferenças nas taxas de incremento de biomassa entre plantios de restauração em regiões de domínio de cerrado (com  $2,1 \pm 0,9 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ) e de floresta ( $9,8 \pm 4,5 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização e escolha das áreas

O trabalho foi desenvolvido em duas propriedades produtoras de cana-de-açúcar, localizadas no norte do Estado de São Paulo, pertencentes à Companhia Açucareira Santaelisa Vale (recém criada pela fusão das Cia. Energética Santa Elisa e Cia. Açucareira Vale do Rosário), sendo elas a Fazenda Santa Emília, município de Ituverava, SP e a Fazenda Mata Chica, município de Morro Agudo, SP (Figura 3.1.).

Essas áreas foram escolhidas por apresentarem as condições mínimas necessárias para implantação do experimento, que correspondem: (1) a disponibilidade de área suficiente para instalação de quatro blocos experimentais, (2) a disponibilidade de áreas de preservação permanente (APPs) para restauração, (3) a existência de clima e solo homogêneos dentro de cada bloco e (4) a inclusão no planejamento de restauração anual da então Cia. Açucareira Vale do Rosário, acordado com o Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN) para o ano de 2005. Uma vez que essas condições não foram encontradas numa única fazenda, foi necessária à escolha de duas propriedades rurais para a instalação do experimento.



Figura 3.1 - Localização geográfica dos municípios de Ituverava e Morro Agudo, Estado de São Paulo, Brasil

Em ambas as fazendas o experimento foi instalado ao longo de APPs que eram ocupadas por cana-de-açúcar e que posteriormente, em obediência às exigências legais, deixaram de ser cultivadas passando a ser ocupadas por gramíneas invasoras, principalmente pelo capim colônia (*Panicum maximum* (Jacq.)) e pela baquiaria (*Brachiaria decumbens* Stapf), além da cana-de-açúcar que rebrotou na área.

A Fazenda Mata Chica (Figura 3.2.) apresenta cerca de 500 ha, destinados essencialmente à produção de cana-de-açúcar. As parcelas experimentais foram instaladas nesta fazenda entre as coordenadas 20°40'11" - 20°40'43"S e 48°03'24" - 48°04'23"W. O solo é classificado como Latossolo Vermelho distroférico (Embrapa, 1999).

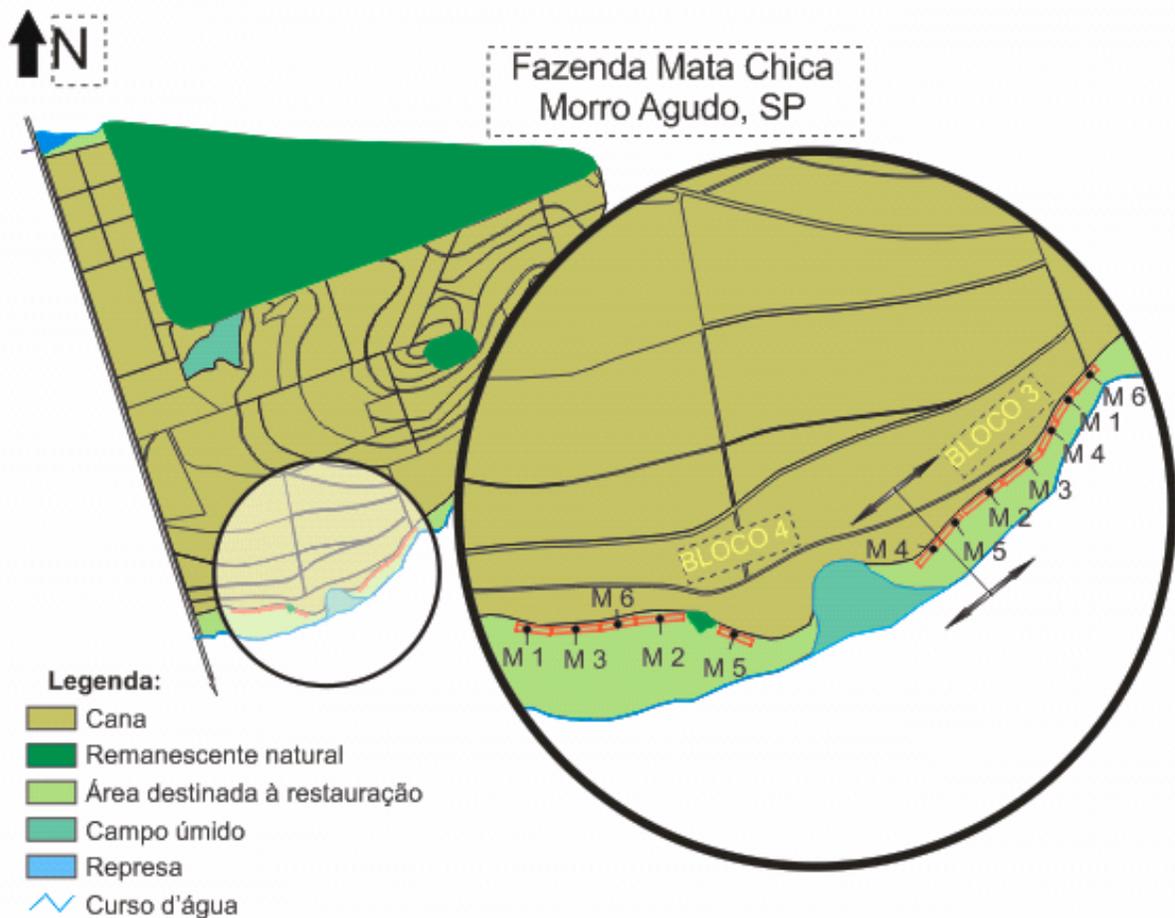


Figura 3.2 - Mapa da Fazenda Mata Chica e detalhe da área onde foram instalados os experimentos. M1, M2, M3, M4, M5, e M6 são os modelos de plantio de mudas testados. Morro Agudo, SP

A Fazenda Santa Emília (Figura 3.3.) localiza-se a 50 km da Fazenda Mata Chica e possui 1.140 ha, voltados principalmente ao cultivo de cana-de-açúcar. O local de implantação do experimento nesta propriedade situa-se entre as coordenadas  $20^{\circ}28'12''$  -  $20^{\circ}28'48''$ S e  $47^{\circ}39'49''$  -  $47^{\circ}41'00''$ W. O solo é classificado segundo EMBRAPA (1999) como Latossolo Vermelho-Amarelo.

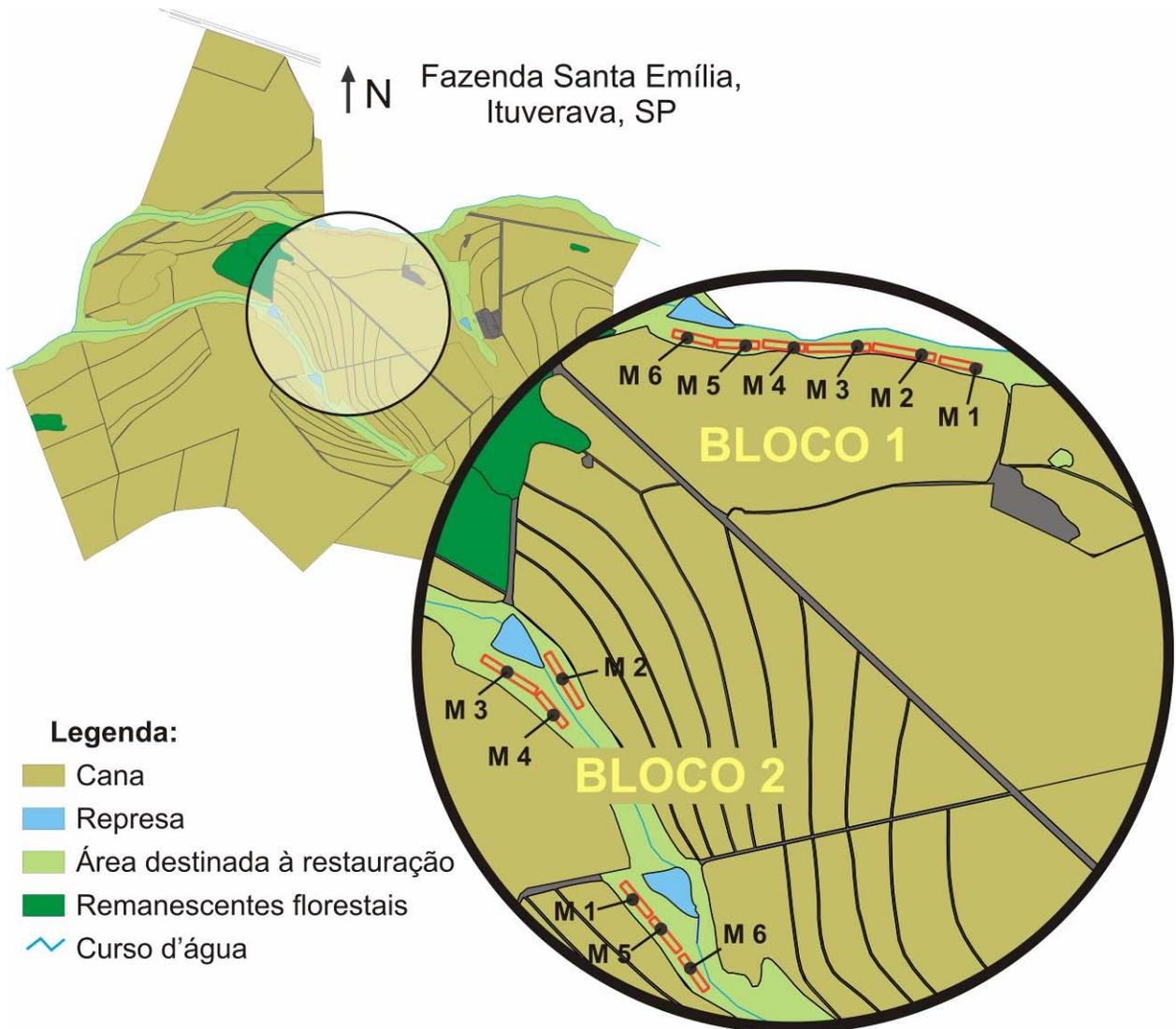


Figura 3.3 - Mapa da Fazenda Santa Emília e detalhe da área onde foram instalados os experimentos. M1, M2, M3, M4, M5, e M6, são os modelos de plantio de mudas testados. Ituverava, SP

Em cada fazenda foram instalados dois blocos experimentais. Para cada bloco foi feita uma amostragem composta de solo e realizada a análise química de macro e micronutrientes, pH e Al. Os resultados da análise de fertilidade são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Resultados da análise de fertilidade do solos dos quatro blocos experimentais

Bloco	pH CaCl <sub>2</sub>	M.O. g/dm <sup>3</sup>	P resina mg/dm <sup>3</sup>	K	Ca	Mg	H+Al	Al	Soma de Bases S.B	CTC	Sat. Bases V%	Sat. Al m%
1	5,4	39	9	4,4	44	15	34	0	60	91	66	0
2	5,4	44	12	5,3	38	19	38	0	50	100	61	0
3	5,2	30	5	3,2	33	12	31	0	53	87	60	0
4	5,3	35	6	3,7	34	14	34	0	62	91	62	0

Nota-se uma pequena superioridade para diversos parâmetros da fertilidade dos solos encontrados na Fazenda Santa Emília (blocos 1 e 2) em relação aos solos da fazenda Mata Chica (blocos 3 e 4).

Ambas as áreas escolhidas para o estudo estão inseridas numa região de clima **Aw**, segundo classificação climática de Köppen que se caracteriza como tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18°C. O mês mais seco tem precipitação inferior a 60 mm e com período chuvoso que se atrasa para o outono (CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA, 2008).

Com relação à vegetação, ocorrem na região diferentes formações florestais, representadas pelo Cerradão, pela Floresta Estacional Semidecidual e pela Floresta Estacional Decidual e suas respectivas sub-formações ribeirinhas (RODRIGUES; NAVE; GANDOLFI, 2001).

### 3.2 Modelos de implantação de mudas

Os modelos de plantio avaliados foram concebidos considerando o desenho experimental apresentado na Figura 3.4.

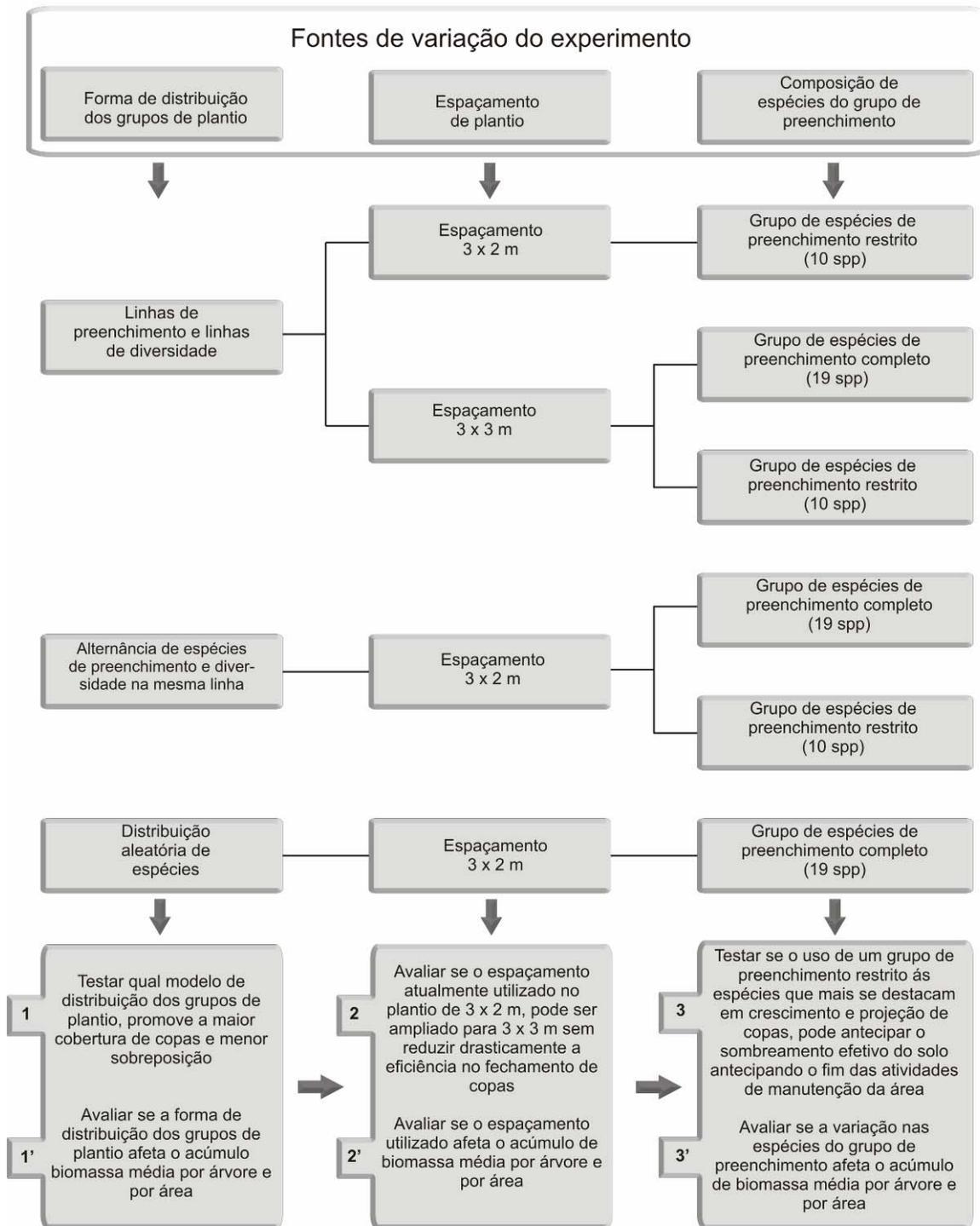


Figura 3.4 - Desenho experimental deste projeto mostrando as variáveis testadas e os objetivos propostos

O experimento é composto por seis modelos de plantio distintos, em um delineamento experimental em blocos aleatorizados. Foram instalados quatro blocos, sendo dois em cada propriedade estudada. A disposição dos modelos dentro de cada bloco foi determinada por sorteio.

Cada modelo contém 1008 indivíduos, sendo 252 indivíduos por parcela. Embora o número de indivíduos implantados em todos os modelos seja o mesmo, a área ocupada por eles é variável em função dos espaçamentos adotados. Para os modelos 1, 4, 5 e 6 o espaçamento entre mudas utilizado é de 3 x 2 m e a área ocupada por cada um é de 6.008 m<sup>2</sup>, divididos em quatro parcelas de 1.512 m<sup>2</sup>. Já nos modelos 1 e 2, que utilizam espaçamento de mudas de 3 x 3 m, a área amostral é de 9.072 m<sup>2</sup>, divididos em quatro parcelas de 2.268 m<sup>2</sup>. Somando-se todos os modelos e suas repetições tem-se a área total do experimento de 42.336 m<sup>2</sup> ou 6.048 indivíduos implantados.

Os modelos de implantação de mudas deste experimento são apresentados a seguir:

### **Modelo 1**

Neste modelo foram plantadas alternadamente, no espaçamento de 3 m entre linhas por 2 m entre indivíduos (1667 indivíduos.ha<sup>-1</sup>), linhas de mudas compostas apenas por espécies do grupo de preenchimento e linhas compostas apenas por espécies do grupo de diversidade (Figura 3.5.). Foram plantados 1008 indivíduos, pertencentes a 61 espécies, sendo 19 do grupo de preenchimento e 42 do grupo de diversidade (Tabela 3.2.). Dentre as 42 espécies de diversidade utilizadas, 27 foram implantadas com 16 indivíduos (visando respeitar um número mínimo de 10 indivíduos para avaliação comportamental da espécie, considerando a morte de até seis indivíduos

e 15 espécies contaram com apenas quatro indivíduos com objetivo apenas de ampliar a diversidade de espécies.

Para as 19 espécies de preenchimento foi utilizada uma repetição variável entre 16 e 76 indivíduos por espécie, possibilitando uma avaliação comportamental de todas as espécies deste grupo. A variação no número de indivíduos por espécie foi adotada em função da disponibilidade de mudas no viveiro fornecedor. A área total abrangida neste modelo é de 0,61 ha, e a densidade de plantas corresponde a 1.666 indivíduos.ha<sup>-1</sup>.

### **Modelo 2**

O modelo 2 apresenta as mesmas configurações do modelo 1 com relação à composição de espécies e distribuição dos grupos de plantio, alterando-se apenas o espaçamento entre indivíduos, que passa a ser de 3 m entre linhas por 3 m entre plantas (Figura 3.5.). Dessa forma, a área total abrangida neste modelo é de 0,91 ha e a densidade de plantas corresponde a 1.111 indivíduos.ha<sup>-1</sup>.

### **Modelo 3**

O modelo 3 possui as mesmas configurações do modelo 2, com exceção do número de espécies utilizadas no grupo de preenchimento, que foi restrito às 10 espécies com melhor desenvolvimento dentre as 19 utilizadas nos modelos 1 e 2. A definição das 10 espécies com melhor desenvolvimento foi feita com base nos resultados obtidos por Nave (2005), que avaliou o desenvolvimento de espécies nativas em reflorestamentos. A área total abrangida neste modelo é de 0,91 ha, com densidade de 1.111 indivíduos.ha<sup>-1</sup>.

**Modelo 4**

Neste modelo foi adotado o espaçamento de 3 m entre linhas por 2 m entre plantas ( $1.666 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ ), com alternância de indivíduos dos grupos de preenchimento e de diversidade numa mesma linha (Figura 3.5.). A composição de espécies e o número de indivíduos dentro de cada grupo de plantio foram idênticos aos adotados nos modelos 1 e 2. A área total abrangida neste modelo é de 0,61 ha.

**Modelo 5**

O modelo 5 possui as mesmas configurações do modelo 4, com exceção do número de espécies utilizadas no grupo de preenchimento, que é restrito às mesmas 10 espécies com melhor desenvolvimento utilizadas no modelo 3. A área total deste modelo é de 0,61 ha, com densidade de  $1.666 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ .

**Modelo 6**

O modelo 6 possui espaçamento de 3 m entre linhas por 2 m entre plantas, com o grupo de preenchimento composto por 19 espécies e o grupo de diversidade por 42 espécies, sendo a proporção de cada espécie idêntica à utilizada nos modelos 1, 2 e 4 (Figura 3.5., Tabela 3.2.). A distribuição dos indivíduos no reflorestamento foi totalmente ao acaso. Para tanto as mudas dos dois grupos de plantio foram misturadas antes de serem plantadas. A área total deste modelo é de 0,61 ha, com densidade de  $1.666 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ .

O croqui esquemático com a disposição dos grupos de plantio dentro dos diferentes modelos no campo é apresentado no Anexo II.

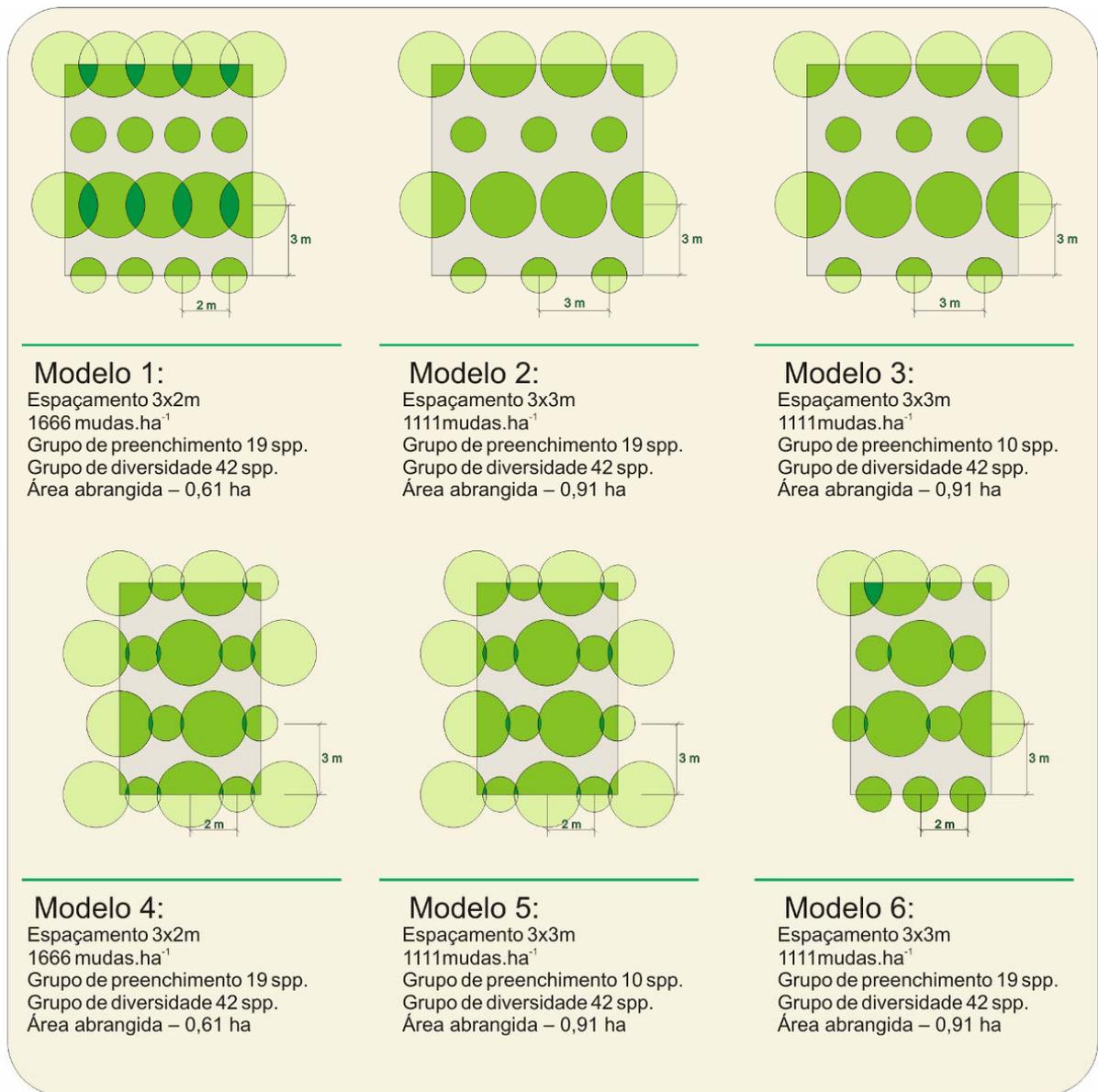


Figura 3.5 – Desenho esquemático ilustrando os modelos de plantio testados. O círculo pequeno representa as espécies do grupo de diversidade e os círculos grandes representam as espécies do grupo de preenchimento

### 3.3 Escolha das espécies

A escolha das espécies utilizadas no experimento foi feita com base em listas florísticas de trabalhos realizados na região (RODRIGUES et al., 2001; RODRIGUES; GANDOLFI; NAVE, 2003b; RODRIGUES; GANDOLFI; NAVE, 2003c) e na disponibilidade de mudas do viveiro florestal fornecedor, pertencente na época a Cia. Açucareira Vale do Rosário.

Embora o viveiro em questão chegue a produzir acima de 130 espécies nativas ao longo do ano, na época em que o experimento foi implantado (meados de março), a maior parte das mudas já havia sido expedida para a restauração das áreas da empresa. Dessa forma, várias espécies inicialmente selecionadas para composição do experimento não foram utilizadas, por terem acabado no viveiro, ou por não contarem com quantidades suficientes para sua repetição nos quatro blocos experimentais. Por esse motivo, algumas espécies importantes para a condução do experimento, como aquelas do grupo de preenchimento, tiveram de ser complementadas com mudas de outros viveiros da região (a saber: pau-pólvora - *Trema micrantha* Blume, tamboril - *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong) e mutambo - *Guazuma ulmifolia* (Vell.) Morong). Também por esse motivo não foi possível utilizar um número fixo de indivíduos para todas as espécies, e assim, aquelas que tinham maior disponibilidade de mudas foram utilizadas com maior frequência.

Para a determinação das espécies componentes do grupo de preenchimento recorreu-se a trabalhos de avaliação do crescimento de espécies em reflorestamentos (NAVE, 2005, e NAVE; RODRIGUES, 2007) e a informações obtidas com o corpo técnico de restauração da empresa.

Ao todo foram utilizadas 61 espécies arbóreas, sendo a grande maioria destas nativas regionais, uma pequena parte nativas brasileiras, mas não regionais e três espécies exóticas, frequentemente utilizadas em reflorestamentos da região (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Lista das espécies utilizadas no experimento, onde: C.S – Classe sucessional, P - pioneira, NP – não pioneira, SC – sem classificação, G.P – grupo de plantio, P.R – espécies de preenchimento restrito (selecionadas por se destacarem em crescimento e desenvolvimento de copa), P.G – espécies de preenchimento geral (espécies mais utilizadas atualmente com essa finalidade), D.A – espécies de diversidade que serão avaliadas quanto ao desenvolvimento, D.C – espécies de diversidade para complementação do número de espécies

(continua)

Nome Científico	Nome popular	Família	C.S	G.P	Quantidade de mudas por modelo					
					T1	T2	T3	T4	T5	T6
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Monjoleiro	Fabaceae - mimosoideae	P	P.R.	28	28	60	28	60	28
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	Pata-de-vaca	Fabaceae - caesalpinioideae	P	P.R.	32	32	60	32	60	32
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	Malvaceae	P	P.R.	28	28	60	28	60	28
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	Euphorbiaceae	P	P.R.	36	36	76	36	76	36
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	Euphorbiaceae	P	P.R.	36	36	64	36	64	36
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	Fabaceae - mimosoideae	P	P.R.	16	16	16	16	16	16
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	Sterculiaceae	P	P.R.	16	16	16	16	16	16
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Açoita-cavalo	Tiliaceae	P	P.R.	32	32	68	32	68	32
<i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	Anacardiaceae	P	P.R.	40	40	56	40	56	40
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn.	Pau-cigarra	Fabaceae - caesalpinioideae	P	P.R.	32	32	60	32	60	32
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	Fabaceae - mimosoideae	P	P.G	28	28	0	28	0	28
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá	Lecythidaceae	NP	P.G	24	24	0	24	0	24
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	Fabaceae - mimosoideae	P	P.G	16	16	0	16	0	16
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba	Bignoniaceae	P	P.G	16	16	0	16	0	16
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau-jacaré	Fabaceae - mimosoideae	P	P.G	24	24	0	24	0	24
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sabão-de-soldado	Sapindaceae	P	P.G	24	24	0	24	0	24
<i>Senna alata</i> (L.)Roxb.	Mata-pasto	Fabaceae - caesalpinioideae	P	P.G	32	32	0	32	0	32
<i>Trema micrantha</i> Blume	Pau-pólvora	Ulmaceae	P	P.G	16	16	0	16	0	16
<i>Triplaris brasiliana</i> Cham	Pau-formiga	Polygonaceae	P	P.G	28	28	0	28	0	28
<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burr.	Farinha-seca	Fabaceae - mimosoideae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	Guatambu-oliva	Apocynaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	Meliaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Araribá	Fabaceae - faboideae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	Verbenaceae	P	D.A	16	16	16	16	16	16

<i>Colubrina granulosa</i> (Ruiz & Pav.) Brongn.	Saguaragi-amarelo	Rhamnaceae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cereja-do-rio-grande	Myrtaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16

Tabela 3.2 - Lista das espécies utilizadas no experimento, onde: C.S – Classe sucessional, P - pioneira, NP – não pioneira, SC – sem classificação, G.P – grupo de plantio, P.R – espécies de preenchimento restrito (selecionadas por se destacarem em crescimento e desenvolvimento de copa), P.G – espécies de preenchimento geral (espécies mais utilizadas atualmente com essa finalidade), D.A – espécies de diversidade que serão avaliadas quanto ao desenvolvimento, D.C – espécies de diversidade para complementação do número de espécies

Nome Científico	Nome popular	Família	C.S	G.P	Quantidade de mudas por modelo					
					T1	T2	T3	T4	T5	T6
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	Myrtaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'álho	Phytolaccaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Rubiaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	Asteraceae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Marinheiro	Meliaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Heliëtta apiculata</i> Benth.	Tingui-preto	Rutaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Fabaceae - caesalpinoideae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	Lythraceae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) AMG. Azevedo & HC. Lima	Embira-de-sapo	Fabaceae - faboideae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão.	Aroeira-verdadeira	Anacardiaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f	Cabreúva-vermelha	Fabaceae - faboideae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Poecilanthus parviflora</i> Benth.	Coração-de-bugre	Fabaceae - faboideae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	Myrtaceae	P	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	Capororoca	Myrsinaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Salta-martim	Loganiaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	Meliaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	Arecaceae	ST	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-amarelo	Bignoniaceae	NP	D.A	16	16	16	16	16	16
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê-rosa	Bignoniaceae	NP	D.A	42	42	42	42	42	42
<i>Albizia saman</i> (Jacq.) F. Muell.	Albizia	Fabaceae - mimosoideae	SC	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Andira antheimia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	Angelim-doce	Fabaceae - faboideae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Annona muricata</i> L.	Graviola (exótica)	Annonaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Escova-de-macaco	Tiliaceae	P	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	Bixaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasquale) Robyns	Castanha-do-maranhão	Bombacaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4

(continuação)

*Calophyllum brasiliense* Cambess. Guanandi Clusiaceae NP D.C 4 4 4 4 4 4

Tabela 3.2 - Lista das espécies utilizadas no experimento, onde: C.S – Classe sucessional, P - pioneira, NP – não pioneira, SC – sem classificação, G.P – grupo de plantio, P.R – espécies de preenchimento restrito (selecionadas por se destacarem em crescimento e desenvolvimento de copa), P.G – espécies de preenchimento geral (espécies mais utilizadas atualmente com essa finalidade), D.A – espécies de diversidade que serão avaliadas quanto ao desenvolvimento, D.C – espécies de diversidade para complementação do número de espécies

Nome Científico	Nome popular	Família	C.S	G.P	Quantidade de mudas por modelo					
					T1	T2	T3	T4	T5	T6
<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba-de-boi	Boraginaceae	P	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê-verde	Bignoniaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Guamirim-da-folha-fina	Myrtaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	Fabaceae - faboideae	P	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jambo (exótica)	Myrtaceae	SC	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC.	Jambolão (exótica)	Myrtaceae	SC	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Ipê-branco	Bignoniaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4
<i>Terminalia argentea</i> (Camb.) Mart.	Capitãozinho	Combretaceae	NP	D.C	4	4	4	4	4	4

### 3.4 Implantação e condução do experimento

#### 3.4.1 Preparo das áreas para instalação do experimento

Inicialmente foi realizado o corte rente ao solo das gramíneas que recobriam a área selecionada para o experimento, com roçadeira acoplada a trator agrícola (Figura 3.6.) Em seguida o material vegetal cortado foi incorporado ao solo por meio de três gradagens sucessivas (Figura 3.7).



Figura 3.6 - Detalhe de trecho da área selecionada para implantação do experimento antes do controle de gramíneas (A) e roçadeira iniciando o corte das gramíneas na área experimental, Fazenda Mata Chica, Morro Agudo, SP (B)



Figura 3.7 - Aspecto do volume de material cortado sobre o solo da área experimental após o uso da roçadeira mecanizada para controle das gramíneas (A), e incorporação do material vegetal cortado, por meio da gradagem do solo, Fazenda Mata Chica, Morro Agudo, SP (B)

Para a abertura das covas foi utilizado primeiramente implemento sulcador acoplado a trator agrícola, ajustado para fazer os sulcos distanciados 3 m entre si e paralelos ao maior comprimento dos blocos amostrais e aos cursos d'água adjacentes, isto é, no sentido das curvas de nível (Figura 3.8.).



Figura 3.8 - Aspecto do solo após três gradagens sucessivas (A) e sulcagem do solo na área experimental, Fazenda Santa Emília, Ituverava, SP (B)

Na seqüência, utilizando-se enxadões foram abertas as covas dentro dos sulcos, distanciadas 2 m ou 3 m entre si, dependendo do modelo de plantio de mudas testado (Figuras 3.9.).

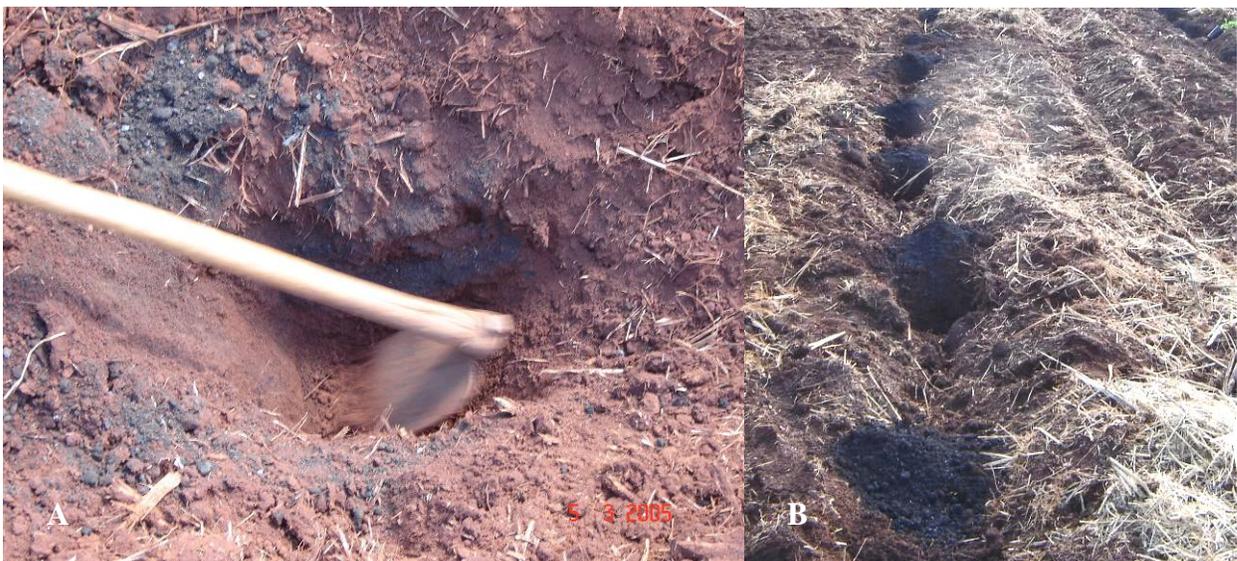


Figura 3.9 - Abertura manual de covas em área já sulcada (A) e série de covas abertas manualmente na linha de plantio, Fazenda Santa Emília, Ituverava, SP(B)

### 3.4.2 Adubação de base

A adubação de base foi a mesma para todos os modelos de plantio testados, consistindo-se na aplicação de 5 kg por cova de composto orgânico (mistura de torta de filtro e fuligem, ambos resíduos da extração do açúcar da cana na usina) (Figura 4.10.) A composição química do composto orgânico utilizado na adubação de base é apresentada na Tabela 4.3.



Figura 3.10 - Caminhão descarregando o composto orgânico utilizado na adubação de base no experimento implantado na Fazenda Mata Chica, Morro Agudo, SP

Tabela 3.3 – Composição química do composto orgânico de torta de filtro e fuligem, utilizado na adubação de base

Matéria	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO	S	B	Cu	Mn	Zn	Fe	MO	Umidade	C/N
Torta de filtro + fuligem	14,15	49,98	7,07	61,89	16,48	4,51	2	107	1193	2	41,66	522,04	651,81	21/1

### 3.4.3 Plantio das mudas

O plantio das mudas foi realizado por uma equipe composta de 40 funcionários treinados para o serviço. O trabalho foi dividido em distribuição das mudas nas covas seguindo as orientações de espaçamento e composição de espécies de cada modelo, corte dos saquinhos utilizando estilete e acomodação do solo no entorno das mudas (Figura 3.11.).



Figura 3.11 - Distribuição de mudas em uma linha de espécies de preenchimento (A) e plantio de uma muda na área experimental da Fazenda Santa Emília, Ituverava, SP (B)

Após o plantio, visando evitar possíveis quebras de plantas por ventos, as mudas foram tutoradas com estacas de bambu de aproximadamente 1 m de comprimento, colocadas ao lado de cada muda e amarradas a estas utilizando cordões de sisal (Figura 3.12).



Figura 3.12 - Detalhe de muda amarrada com cordão de sisal junto ao tutor de bambu (A) e vista geral de uma parcela do modelo 3, com os indivíduos do grupo de diversidade, já implantados e tutorados, Fazenda Santa Emília, Ituverava, SP

Devido à ocorrência de estiagem algumas semanas após o plantio, as mudas foram irrigadas com auxílio de caminhão pipa com capacidade para 9.000 L. As irrigações foram realizadas a cada três dias durante duas semanas após o plantio. Em cada irrigação foram utilizados 45.000 L de água para a irrigação de todas as mudas do experimento (Figura 3.13).



Figura - 3.13 Irrigação do experimento utilizando caminhão pipa, Fazenda Santa Emília, Ituverava, SP (B)

#### 3.4.4 Controle de plantas invasoras

O controle de plantas invasoras na área do experimento foi realizado trimestralmente durante 30 meses. Essa manutenção consistiu em capina manual do entorno das mudas num raio aproximado de 50 cm e na aplicação de herbicida glifosate no restante da área experimental, utilizando bomba costal.

#### 3.4.5 Adubação de cobertura

A adubação de cobertura foi realizada com a aplicação de 100 g de adubo NPK 20-00-20 por muda, aos dois meses, sete meses e 10 meses de idade.

### 3.5 Coleta e análise dos dados

Para a avaliação do experimento foram analisados os seguintes parâmetros: mortalidade inicial do plantio para verificação na necessidade de replantio de mudas;

avaliação da altura e do diâmetro de copas no sentido das linhas de plantio (método da intersecção de linhas), avaliação da cobertura de copas utilizando-se um aparelho denominado densitômetro vertical, e avaliação do diâmetro principal de tronco a 1,3 m do solo, para uso na determinação do carbono estocado pelo plantio. O detalhamento de cada uma desses métodos é apresentado a seguir.

### 3.5.1 Avaliação da mortalidade

Foi realizada uma avaliação de sobrevivência de indivíduos 60 dias após a implantação do experimento, visando quantificar a mortalidade de mudas de cada espécie, dentro de cada modelo e de cada bloco experimental. Embora não tenha sido comparada entre os tratamentos, o levantamento da mortalidade inicial foi fundamental para definir o número de mudas e respectivas espécies necessário para compensar as perdas em cada modelo e em cada bloco. O replantio de mudas chegou a 11% e foi realizado na semana seguinte à avaliação de mortalidade. O levantamento de mortalidade permitiu também o mapeamento de todos os indivíduos do experimento, o qual foi fundamental para auxiliar a etapa seguinte de avaliações do desenvolvimento do plantio ao longo do tempo.

### 3.5.2 Altura e cobertura de copas pelo método da intersecção de linhas

Este método de avaliação de cobertura de copas foi inicialmente descrito por Canfield (1941). Ele considera como cobertura o somatório das interseções das projeções de copas sobre uma linha, dividido pelo comprimento total dessa linha, expresso em porcentagem.

O comprimento das copas na linha foi obtido pela subtração das medidas tomadas de cada indivíduo, ou seja, pela diminuição do valor da posição inicial ( $P_1$ ) do valor da posição final ( $P_2$ ) da projeção da copa sobre a trena (Figura 3.14.).

Este método permite que se obtenha, além do valor de cobertura de copas para toda a área, também os valores de comprimento de copas nas linhas para cada indivíduo, espécie e grupo de plantio, e assim a contribuição de cada espécie individualmente.

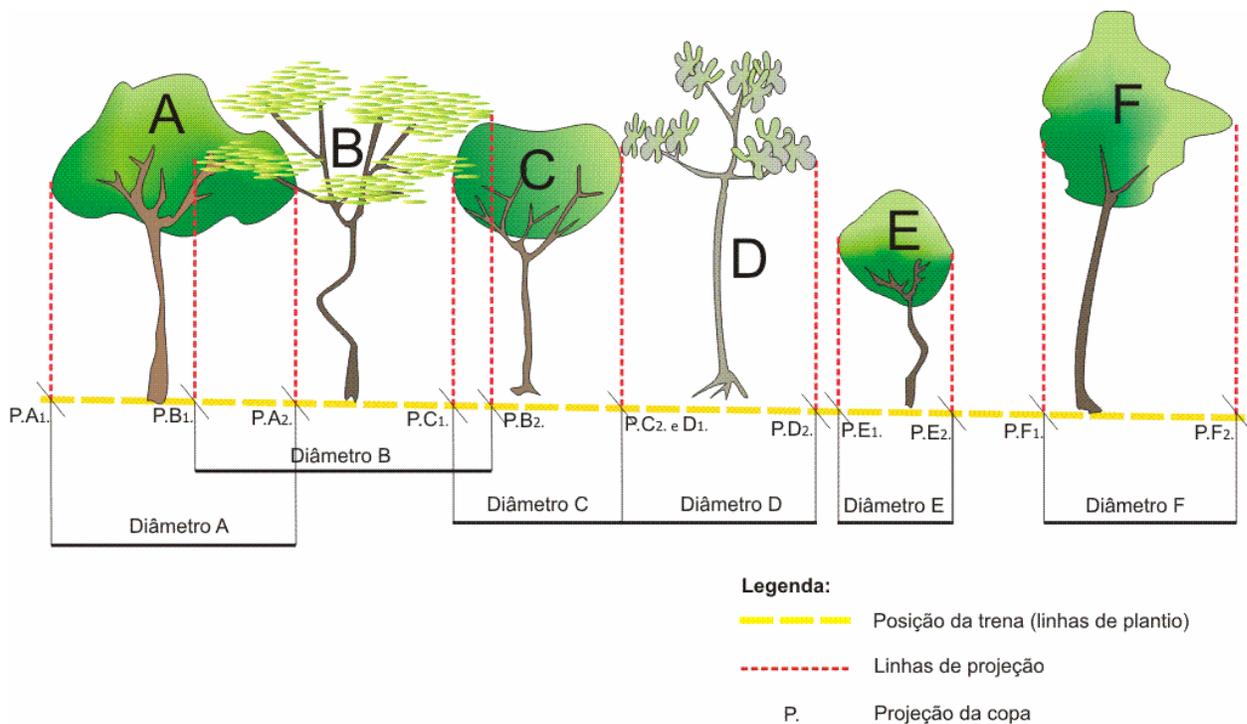


Figura 3.14 - Esquema utilizado para medição da cobertura de copas pelo método de inserção de linhas nas Fazendas Mata Chica, Morro Agudo, SP e Santa Emília, Ituverava, SP

Foram realizadas seis avaliações de cobertura de área pelas copas utilizando este método. A primeira foi realizada quatro meses após o plantio das mudas e as seguintes aos seis, oito, 13, 18 e 32 meses.

Nos mesmos períodos de medição da cobertura de copas pelo método de interseção na linha, foram feitas medições da altura de todos os indivíduos. Essa variável foi medida do nível do solo até a altura do ramo mais alto, com auxílio de varas graduadas em centímetros.

### 3.5.3 Cobertura de copas utilizando densitômetro vertical (GRS densitometer)

Além de medida pelo método de interseção na linha, a cobertura da área pelas copas foi estimada utilizando-se um densitômetro vertical (GRS densitometer), através do qual foram registradas presença ou ausência de cobertura de copas em vários pontos de amostragem ao longo dos plantios (Figura 4.15.).

Nesse método a porcentagem de cobertura de copas é obtida em função da porcentagem de pontos com cobertura em relação ao número total de pontos de cada parcela. Embora tenha a desvantagem de não permitir a obtenção de valores de

cobertura para espécies e grupos de plantio, este método é recomendado para estudos comparativos, principalmente para áreas relativamente grandes, devido ao baixo custo e a praticidade de campo (STUMPF, 1993).



Figura 3.15 – Avaliação da cobertura de copas utilizando densitômetro vertical (GRS densitometer)

Foram amostrados 108 pontos por parcela, sendo 54 pontos nas linhas de plantio e 54 pontos nas entrelinhas, com distância de um ponto para outro de 10 m (Figura 3.16.). Somando-se todas as parcelas do experimento foram amostrados 2592 pontos.

A amostragem para estimativa da cobertura de copas utilizando densitômetro vertical foi realizada aos 32 meses após a implantação do experimento, coincidindo com a última amostragem de cobertura de copas realizada pelo método de intersecção de linhas. Assim os resultados dos dois métodos de amostragem puderam ser comparados.

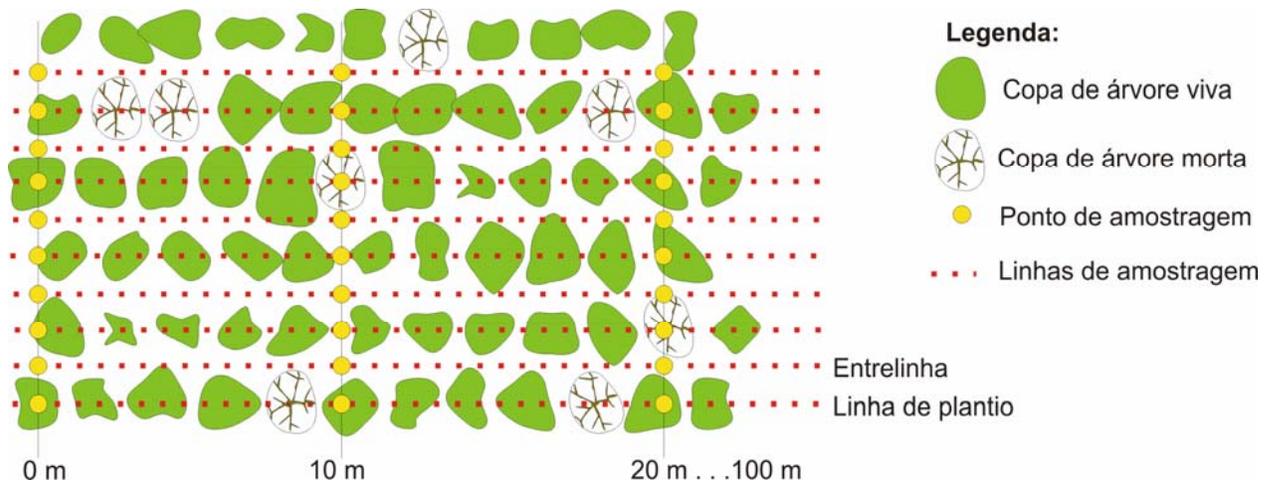


Figura 3.16 - Esquema do método de estimativa de cobertura de copas utilizando densitômetro vertical (GRS densitometer), nas Fazendas Mata Chica, Morro Agudo, SP e Santa Emília, Ituverava, SP

### 3.5.5 Estimativa de estoque de carbono no estrato arbóreo

A estimativa da biomassa acima do solo aos 32 meses após o plantio foi obtida a partir de duas equações alométricas desenvolvidas para florestas tropicais, permitindo a comparação dos resultados obtidos por cada uma. A equação 1 (1), desenvolvida por Brown (1997) e a equação 2 (2) desenvolvida pelo Laboratório de Métodos Quantitativos da ESAQ/USP, são apresentadas a seguir:

$$\text{BIOM} = \exp[-1.996 + 2,323 \cdot \ln(\text{DAP})] \quad (1)$$

$$\text{BIOM} = \{\exp[-7,2780 + 1,9802 \cdot \ln(\text{DAP})]\} \cdot 1000 \quad (2)$$

Ambas as equações utilizam o diâmetro principal do tronco a 1,3 m do solo como fontes de dados para estimativa da biomassa acumulada. Na amostragem de campo foram incluídas nessa amostragem apenas as árvores com diâmetro  $\geq 5$  cm.

No campo, as árvores que atingiram o critério mínimo de inclusão tiveram a circunferência a 1,3 m do solo medida com auxílio de fita métrica. Posteriormente, foi feita a conversão das medidas de circunferência para valores de diâmetro.

A conversão dos valores de biomassa para valores de carbono foi feita com base no fator 0,5 conforme recomendado por MacDicken (1997).

### 3.6 Análise dos dados

A partir dos dados de altura e cobertura na interseção na linha coletados no campo foram analisados os seguintes parâmetros: a) altura e cobertura média de copas por modelo de plantio e por bloco experimental os 32 meses após o plantio; b) altura e diâmetro médio de copas por espécie (apenas aquelas que apresentaram 10 ou mais indivíduos vivos por modelo) em cada modelo e em cada bloco aos 32 meses de idade; c) evolução da cobertura de copas ao longo do período de avaliações.

Além desses parâmetros foram obtidos também a cobertura média estimada com o uso de densitômetro e o acúmulo médio de biomassa e de carbono por modelo de plantio e por bloco experimental e por espécie.

Os dados de altura média, cobertura média de copas pelos métodos de interseção na linha e de medição com densitômetro e de acúmulo médio de biomassa e de carbono foram comparados entre modelos e blocos utilizando-se a análise de variância (ANOVA) seguida de Teste de Tukey para comparação das médias (nível de significância de 5%). Quando necessário para o enquadramento dentro das suposições da estatística paramétrica e da análise de variância, os valores originais foram transformados.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Avaliação comparativa dos modelos de plantio

#### 4.1.1 Mortalidade e densidade de indivíduos

Aos 32 meses após o plantio das mudas, a densidade expressa em árvores.ha<sup>-1</sup> foi inferior para os modelos 2 e 3 (Figura 4.1.). Este resultado é reflexo do maior espaçamento de plantio dos modelos 2 e 3 (3 x 3 m) em relação ao adotado para os demais modelos (3 x 2 m) e da ausência de diferenças significativas de mortalidade entre os modelos de plantio avaliados para o mesmo período (Figura 4.2.).

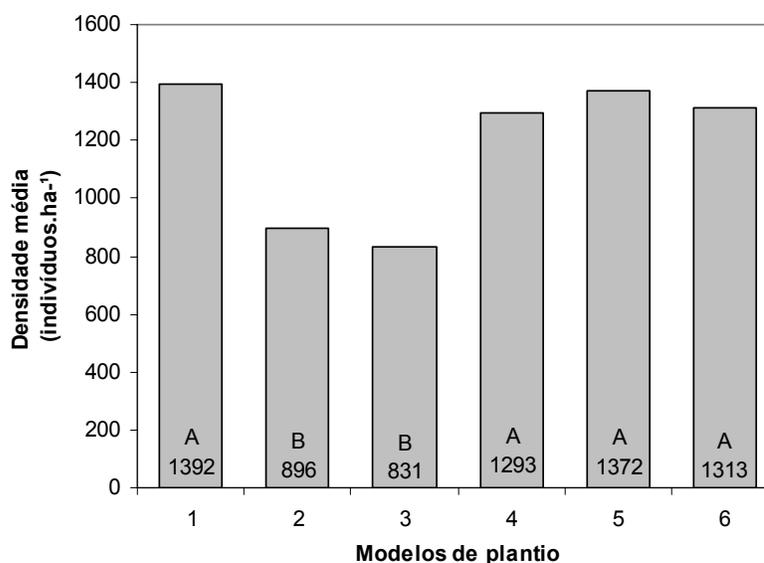


Figura 4.1 - Densidade média de indivíduos aos 32 meses de idade, nos diferentes modelos de plantio avaliados. Médias com as mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ ). **1:** espaçamento 3 x 2 m, grupo de preenchimento com 19 espécies, linhas de preenchimento (P) e diversidade (D); **2:** 3 x 3 m, grupo de P com 19 espécies, linhas de P e D; **3:** 3 x 3 m, grupo de P com 10 espécies, linhas de P e D; **4:** 3 x 2 m grupo de P com 19 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **5:** 3 x 2 m, grupo de P com 10 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **6:** 3 x 2 m, grupo de P com 19 espécies, distribuição ao acaso de P e D na linha

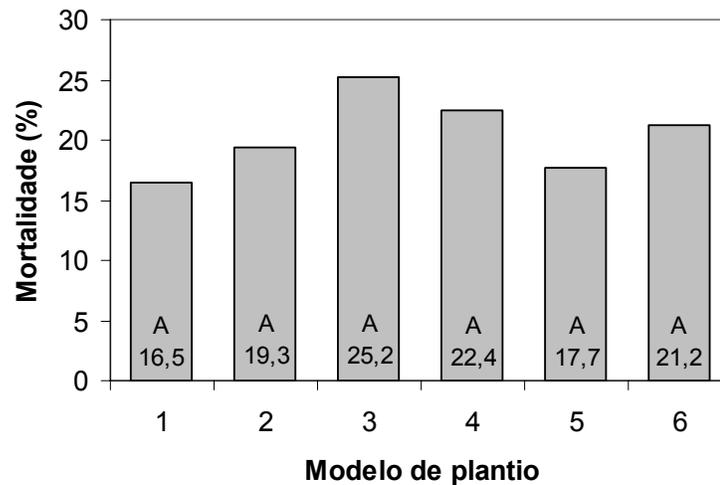


Figura 4.2 - Porcentagem de mortalidade de mudas aos 32 meses de idade, nos seis modelos de plantio testados. Médias com mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ ). **1:** espaçamento 3 x 2 m, grupo de preenchimento com 19 espécies, linhas de preenchimento (P) e diversidade (D); **2:** 3 x 3 m, grupo de P com 19 espécies, linhas de P e D; **3:** 3 x 3 m, grupo de P com 10 espécies, linhas de P e D; **4:** 3 x 2 m grupo de P com 19 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **5:** 3 x 2 m, grupo de P com 10 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **6:** 3 x 2 m, grupo de P com 19 espécies, distribuição ao acaso de P e D na linha

Uma vez que os modelos de plantio testados não influenciaram a mortalidade de mudas até os 32 meses de idade, diferenças na densidade para esse período refletem apenas diferenças iniciais de densidade entre os modelos, existentes em função da adoção de diferentes espaçamentos de plantio.

Ressalta-se que a mortalidade dos indivíduos obtida até os 32 meses após o plantio foi elevada para todos os tratamentos, mesmo tendo sido realizado replantio de mudas aos 60 dias após a implantação do experimento. Em muitos projetos de restauração são aceitos até 10% de falhas, sem a necessidade de replante de mudas. Acima desse valor, é comum a recomendação de novo plantio para recobrimento das falhas.

#### 4.1.2 Cobertura da área pela copas

##### 4.1.2.1 Método de interseção na linha

A cobertura de área pelas copas, avaliada pelo método de interseção da copa na linha aos 32 meses após o plantio, foi influenciada pelos modelos de plantio testados. Para essa variável, os modelos 5 e 6 foram superiores aos modelos 2 e 3, porém não

diferiram estatisticamente dos modelos 1 e 4. O modelo 1 foi superior ao modelo 3 e os modelos 2, 3 e 4 não foram superiores a nenhum modelo testado (Figura 4.3.).

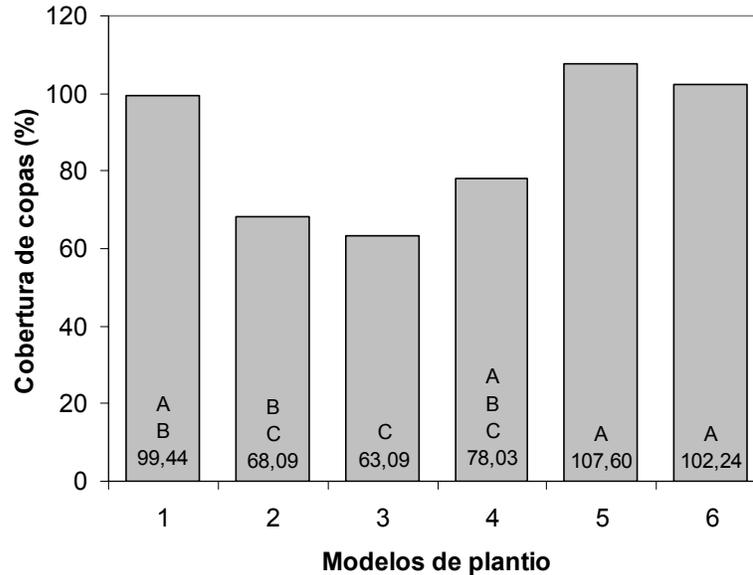


Figura 4.3 - Cobertura de área pelas copas das árvores (%) aos 32 meses de idade, medida pelo método de interseção na linha, em cada modelo de plantio testado. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Tukey ( $P > 0,05$ ). **1:** espaçamento 3 x 2 m, grupo de preenchimento com 19 espécies, linhas de preenchimento (P) e diversidade (D); **2:** 3 x 3 m, grupo de P com 19 espécies, linhas de P e D; **3:** 3 x 3 m, grupo de P com 10 espécies, linhas de P e D; **4:** 3 x 2 m grupo de P com 19 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **5:** 3 x 2 m, grupo de P com 10 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **6:** 3 x 2 m, grupo de P com 19 espécies, distribuição ao acaso de P e D na linha

Embora tenha havido diferenciação entre os modelos em relação à cobertura de copa medida pelo método de interseção na linha, os resultados encontrados não corroboram certas hipóteses iniciais (hipóteses) com relação aos tratamentos testados.

Os tratamentos 2 e 3 foram inferiores aos modelos 5 e 6 e não foram superiores a nenhum modelo testado. Sendo assim, não se confirma a hipótese inicial de que o uso de espaçamentos menos adensados (3 x 3 m) diminuiria ou prorrogaria a competição por luz e nutrientes entre as plantas, culminando num crescimento adicional das árvores nestes modelos, que compensaria assim o menor número de indivíduos utilizados. Possivelmente, até o período de 32 meses não tenha havido competição entre as plantas nos demais modelos.

Os dados também não apresentam clareza com relação à influência da forma de distribuição dos grupos de plantio nos modelos, sobre os resultados obtidos. Não houve diferenças significativas entre os modelos 1, 4, 5 e 6, que contemplam as três diferentes

formas de distribuição dos grupos de plantio no campo, a saber: alternância de indivíduos de preenchimento e diversidade na mesma linha (modelo 5), distribuição aleatória de indivíduos dos grupos de preenchimento e diversidade no campo (modelo 6), e alternância de linhas com indivíduos de preenchimento com linhas com indivíduos de diversidade (modelos 1 e 4).

O fator composição de espécies do grupo de preenchimento não influenciou nos resultados de cobertura de copa obtidos pelo método de interseção na linha, visto que os modelos 2 e 3, distintos apenas em relação ao número de espécies do grupo de preenchimento, não diferiram entre si. O mesmo foi observado para os modelos 4 e 5, que também não diferiram entre si. Não se confirma, portanto, a hipótese que a utilização de um grupo restrito de espécies de preenchimento, representado por espécies que se destacaram em desenvolvimento em outros estudos, ocasionaria um maior recobrimento da área de plantio pelas copas.

Assim, para a cobertura de copa, houve diferença entre os modelos testados com espaçamentos distintos, porém não foram encontradas diferenças entre os tratamentos com espaçamentos iguais. Ou seja, aos 32 meses, a cobertura da área pelas copas nos plantios de restauração ecológica foi mais influenciada pelo espaçamento do plantio, do que pelo número e forma de distribuição das espécies de preenchimento e diversidade nas linhas de plantio, sendo mais eficiente o espaçamento de plantio 3 x 2 m, do que o espaçamento 3 x 3 m.

Ainda em relação à cobertura de copas pelo método de interseção na linha observa-se que foram encontradas diferenças significativas entre os blocos experimentais, com valores superiores para as médias de cobertura de copas nos blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4 (Figura 4.4.).

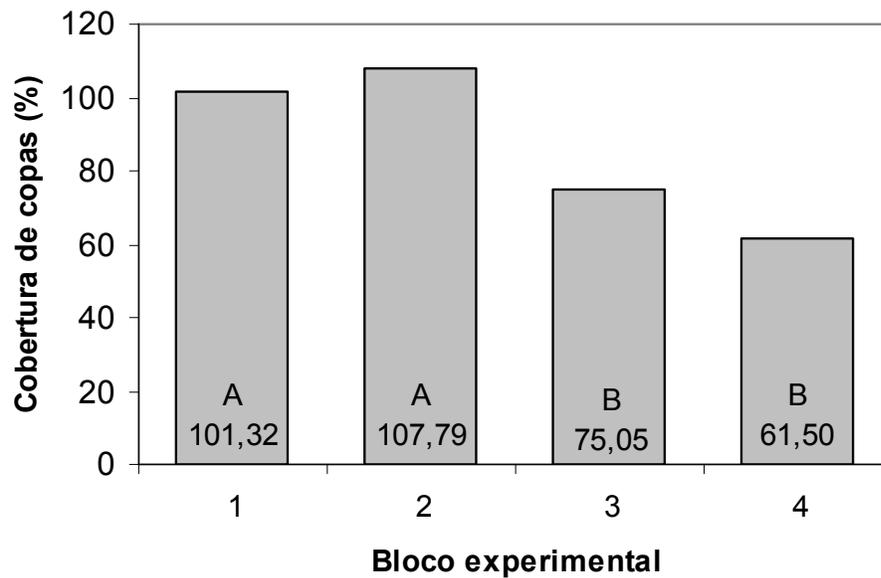


Figura 4.4 - Cobertura de área pelas copas das árvores (%) aos 32 meses de idade, medida pelo método de interseção na linha, em cada bloco experimental. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

Em parte, essas diferenças podem ser explicadas por diferenças na fertilidade dos solos desses blocos. As análises de fertilidade do solo revelaram que os solos dos blocos 3 e 4 são inferiores aos blocos 1 e 2 em relação a parâmetros de fertilidade química.

As condições de qualidade do sítio, principalmente no tocante as características ao solo podem ser as responsáveis por diferenças nos índices de cobertura para reflorestamentos com idade semelhantes (MELO; DURIGAN, 2007).

Embora haja diferenças nas exigências nutricionais para as espécies arbóreas nativas das diferentes classes sucessionais, de modo geral, as áreas em início da sucessão florestal, apresentam grande potencial de crescimento e absorção de nutrientes (GONÇALVES et al., 2003). Além disso, estudos demonstram que espécies florestais nativas da Mata Atlântica, principalmente espécies pioneiras, respondem positivamente ao aumento da disponibilidade de diferentes nutrientes (SILVA et al. 1997; RESENDE et al., 1999) e tem maior crescimento em condições de campo quando em solos de maior fertilidade (FURTINI NETO, 2000).

Sendo assim, é provável que a superioridade em cobertura de copas dos blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4, deva-se em parte a esse diferencial da fertilidade desses solos.

Outro fator que provavelmente contribuiu com o pior desempenho dos blocos 3 e 4 em relação ao índice de cobertura de copas medido pelo método de interseção na linha, foi o constante ataque de formigas cortadeiras, que ocorreu de forma mais intensa nesses blocos, mesmo tendo sido adotadas práticas de controle em ambas as áreas (Figuras 4.5. A,B e C).

Sugere-se, portanto, que as condições de sítio como fertilidade do solo e níveis de ataque de pragas, principalmente formigas, afetaram as respostas em crescimento de copa e foram mais importantes nas respostas em cobertura da área pelas copas do que os modelos de plantio adotados.



Figura 4.5 - Detalhe de árvores de capixingui (*Croton floribundus*) (A) e de pau-viola (*Citharexylum myrianthum*) (B) desfolhadas e de folhas de pau-viola (*Citharexylum myrianthum*) derrubadas (C) em decorrência do ataque de formigas cortadeiras. Observações realizadas 32 meses após o plantio (dezembro de 2007), nos blocos 3 e 4, Fazenda Mata Chica, Morro Agudo, São Paulo

Em relação às avaliações temporais realizadas até os 32 meses, observa-se que ao longo dos períodos de avaliação houve sempre incremento dos valores da cobertura da área pelas copas para todos os tratamentos (Figura 4.6.). Estes resultados corroboram com os encontrados por MELO & DURIGAN (2007) em reflorestamento da Bacia do Médio Paranapanema, São Paulo, que demonstram que a cobertura de copas medida pelo método de interseção na linha tem correlação positiva e expressiva com a idade do reflorestamento.

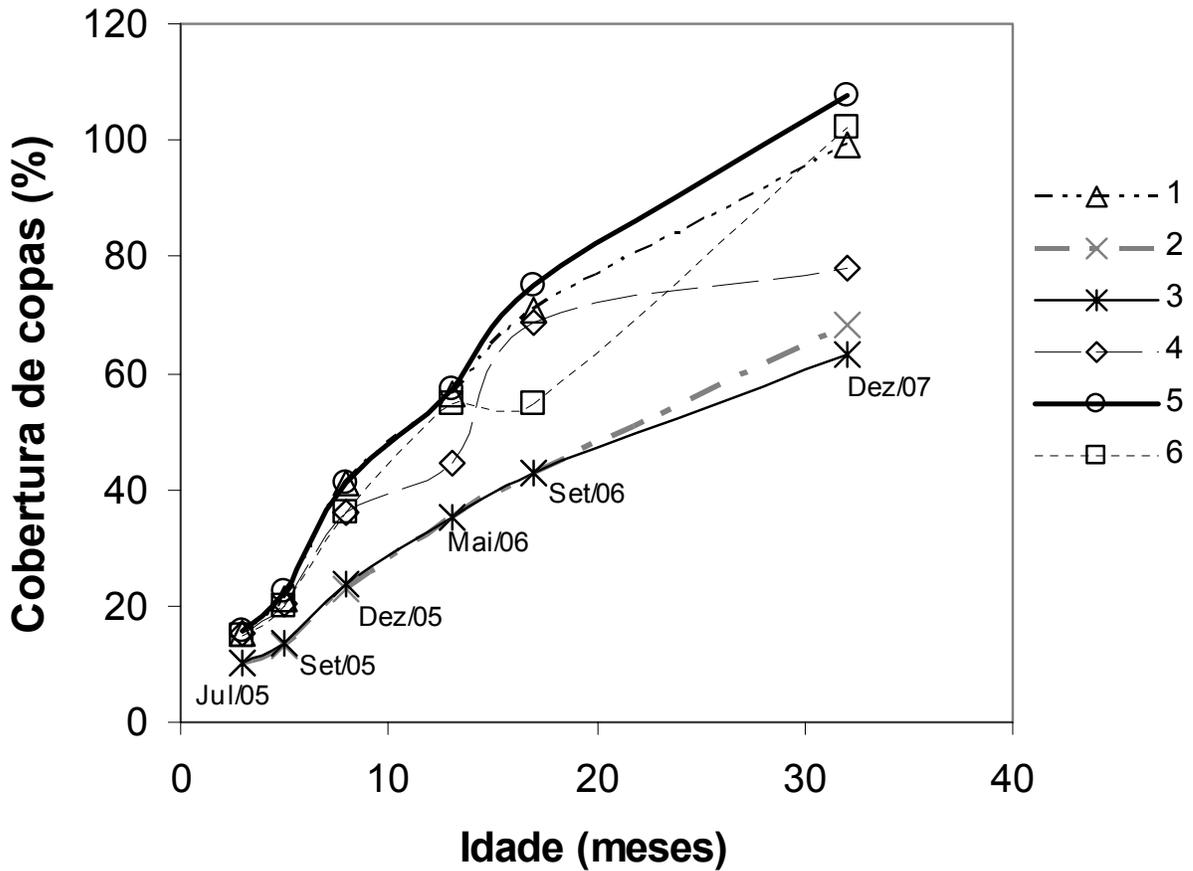


Figura 4.6 - Porcentagem de cobertura de copas para os diferentes modelos de plantio em cada uma das seis avaliações realizadas. 1: espaçamento 3 x 2 m, grupo de preenchimento com 19 espécies, linhas de preenchimento (P) e diversidade (D); 2: 3 x 3 m, grupo de P com 19 espécies, linhas de P e D; 3: 3 x 3 m, grupo de P com 10 espécies, linhas de P e D; 4: 3 x 2 m grupo de P com 19 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; 5: 3 x 2 m, grupo de P com 10 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; 6: 3 x 2 m, grupo de P com 19 espécies, distribuição ao acaso de P e D na linha

#### 4.1.2.1 Método de interseção em ponto (densitômetro vertical)

Os seis modelos de plantio avaliados não apresentaram diferenças significativas em relação à porcentagem de cobertura de copas obtida pelo método do densitômetro vertical (Figura 4.7.).

Isso significa que os fatores de variação dos modelos testados, como variação no espaçamento, variação no conjunto de espécies no grupo de preenchimento e variação na forma de distribuição dos grupos de preenchimento e diversidade em

campo, não influenciaram de forma perceptível a cobertura de copas verificada pelo método do densitômetro vertical.

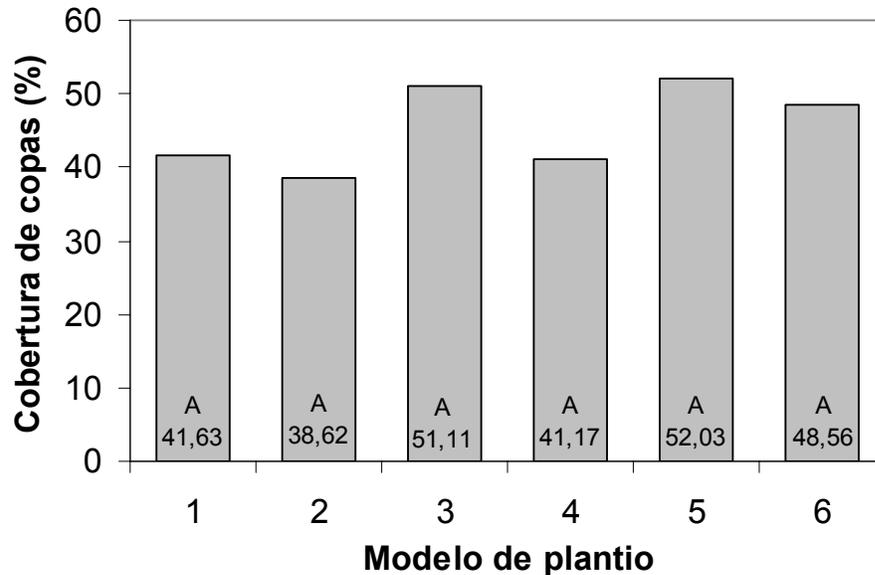


Figura 4.7 - Porcentagem de cobertura de copas obtida com densitômetro vertical aos 32 meses de idade, para os seis diferentes modelos de plantio avaliados. Médias com mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ ). **1:** espaçamento 3 x 2 m, grupo de preenchimento com 19 espécies, linhas de preenchimento (P) e diversidade (D); **2:** 3 x 3 m, grupo de P com 19 espécies, linhas de P e D; **3:** 3 x 3 m, grupo de P com 10 espécies, linhas de P e D; **4:** 3 x 2 m grupo de P com 19 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **5:** 3 x 2 m, grupo de P com 10 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **6:** 3 x 2 m, grupo de P com 19 espécies, distribuição ao acaso de P e D na linha

Por outro lado, a cobertura de copas obtida pelo método do densitômetro vertical foi afetada pelos blocos experimentais, com as áreas onde se localizam os blocos 1 e 2 apresentando valores de cobertura significativamente superiores em relação aos blocos 3 e 4 (Figura 4.8.). Novamente, ressalta-se que essas diferenças de respostas entre os blocos são, provavelmente, decorrentes da maior fertilidade do solo e da menor intensidade de ataque por formigas nos blocos 1 e 2.

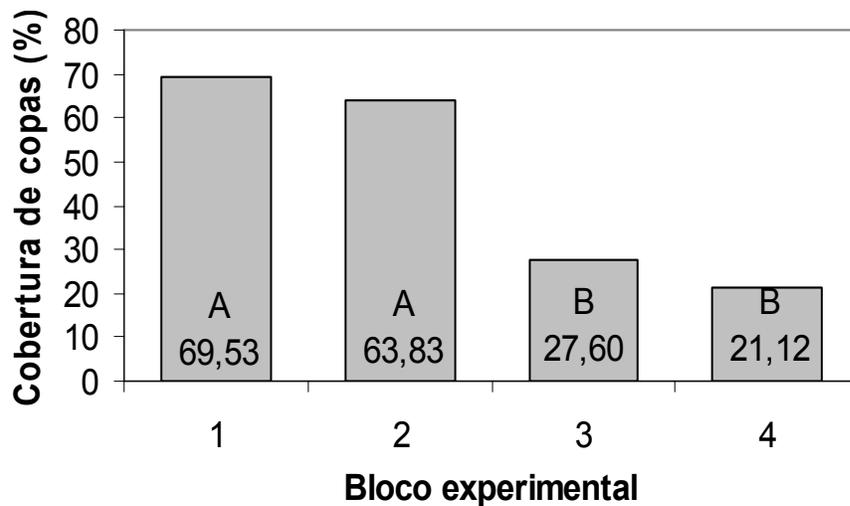


Figura 4.8 - Porcentagem de cobertura de copas para os blocos experimentais aos 32 meses após o plantio. Dados obtidos com densitômetro vertical. Médias com mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

Observa-se que os valores de cobertura de copa obtidos com o densitômetro vertical (Figuras 4.7 e 4.8.) foram, para todos os modelos e também para os blocos, inferiores aos valores obtidos pelo método de intersecção na linha (Figuras 4.3. e 4.4.).

Esse aspecto demonstra que os métodos apresentam precisões distintas na estimativa de cobertura da área pelas copas em reflorestamentos com espécies nativas. O método de intersecção em linha é mais prático e apresenta correlação significativa com as principais variáveis estruturais dos reflorestamentos (MELO; DURIGAN, 2007). Entretanto, os resultados advindos desse método, assim como os resultados obtidos com o método de intersecção em pontos, são diretamente influenciados pela forma como as linhas ou pontos de amostragem são estabelecidos.

No caso desse estudo, todas as linhas utilizadas para medição pelo método de intersecção em linha foram estabelecidas de forma coincidente com as linhas de plantio. Já os pontos para medição da intersecção utilizando densitômetro vertical foram distribuídos por toda a área, incluindo a linha e a entrelinha do plantio.

Sendo assim, supõe-se que os resultados obtidos pelo método de intersecção em linha revelem mais sobre a cobertura pelas copas na linha, do que propriamente a cobertura da área como um todo. Para a cobertura da área como um todo, os dados obtidos com esse método parecem ter sido superestimados, pois o espaçamento entre

linhas nos plantio, foi na maioria dos casos, superior ao tamanho das copas dos indivíduos.

A medição com o densitômetro vertical, possivelmente tenha sido mais precisa na medição da cobertura efetiva da área pela copa dos indivíduos plantados. A inclusão de pontos de amostragem na entrelinha, na maioria dos casos ainda não coberta pelas copas, diminui o valor de cobertura encontrado em relação ao método anterior. Consequentemente minimizou diferenças de cobertura existentes na linha de plantio entre os diferentes modelos e pode ter levado a ausência de diferença significativa entre os modelos testados.

A Tabela 4.11 apresenta a porcentagem de cobertura de copas obtida pelas duas formas de amostragem para todos os modelos de plantio utilizados.

Tabela 4.1 – Porcentagem de cobertura de copas obtida através de dois métodos de avaliação: Interseção na linha e interseção em ponto

Modelo de plantio	Cobertura de copas (%)	
	Interseção na linha	Densitômetro vertical
1	99	42
2	68	39
3	63	51
4	78	41
5	108	52
6	102	49

#### 4.1.3 Altura média das árvores

Analisando-se os dados de altura dos indivíduos, observa-se que não houve diferença estatística entre os modelos de plantio testados para essa variável (Figura 4.9.).

Estes resultados indicam que os fatores de variação dos modelos de plantio, como espaçamento, composição de espécies do grupo de preenchimento, forma de distribuição dos grupos de preenchimento e diversidade, não influenciaram significativamente no crescimento em altura dos indivíduos plantados.

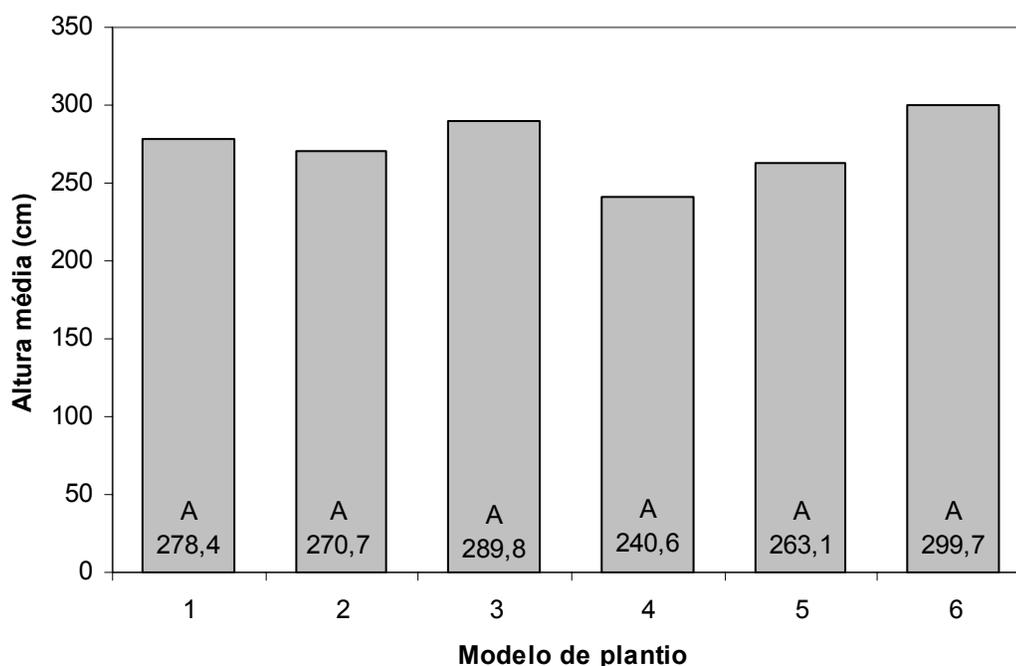


Figura 4.9 - Altura média de árvores por modelo de plantio avaliado, aos 32 meses de idade. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ ). **1:** espaçamento 3 x 2 m, grupo de preenchimento com 19 espécies, linhas de preenchimento (P) e diversidade (D); **2:** 3 x 3 m, grupo de P com 19 espécies, linhas de P e D; **3:** 3 x 3 m, grupo de P com 10 espécies, linhas de P e D; **4:** 3 x 2 m grupo de P com 19 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **5:** 3 x 2 m, grupo de P com 10 espécies, alternância dos grupos P e D na linha; **6:** 3 x 2 m, grupo de P com 19 espécies, distribuição ao acaso de P e D na linha

Já para os blocos experimentais, a altura média dos indivíduos foi significativamente superior para os blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4 (Figura 4.10.).

Como já destacado, condições de sítio podem ser responsáveis por diferenças nos parâmetros estruturais de reflorestamentos com idades semelhantes (Melo & Durigan 2007). A maior altura dos indivíduos nos blocos 1 e 2 podem, portanto, ser decorrente da melhor qualidade de sítio do local onde foram instalados os blocos 1 e 2 em relação aos demais blocos, principalmente no tocante a fertilidade do solo e níveis de ataque por formigas.

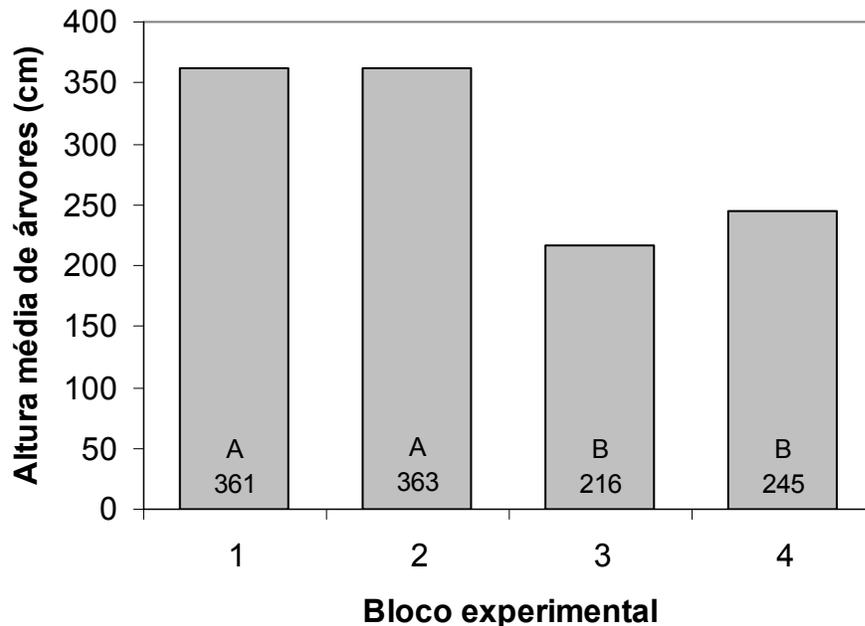


Figura 4.10 - Altura média de indivíduos em cada bloco experimental, 32 meses após o plantio. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

#### 4.1.4 Comprimento médio de copas na linha por espécie

O comprimento de copas por espécie foi analisada para as espécies que se apresentaram com mais de 10 indivíduos vivos aos 32 meses e com base em todos os indivíduos do experimento, admitindo que o efeito dos tratamentos não influenciou o desenvolvimento das espécies.

Os resultados mostraram que das 10 espécies selecionadas previamente para compor o grupo de preenchimento restrito, seis delas se confirmaram como espécies desse grupo, estando entre 10 espécies com maiores médias de cobertura de copas, a saber: *Acacia polyphylla* DC., *Croton urucurana* Baill., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Senna multijuga* (Rich.) Irwin et Barn., e *Croton floribundus* Spreng (tab. 3.3).

Das demais espécies selecionadas para composição deste grupo, três delas, *Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna, *Schinus terebenthifolius* Raddi e *Luehea grandiflora* Mart. foram erroneamente inseridas neste grupo já que não ficaram entre as 10 espécies de maior cobertura de copas. Uma vez que se mantiveram-se entre as 20 primeiras colocações para esse parâmetro, essas espécies se enquadram no grupo de

preenchimento geral. *Bauhinia forficata* Link., previamente classificada como espécie de preenchimento restrito, ocupou a vigésima primeira posição em cobertura de copas, mostrando-se inadequada para a composição do grupo de preenchimento.

Três espécies utilizadas no grupo de preenchimento geral obtiveram valores de cobertura de copas acima do esperado, classificando-se entre as 10 primeiras com maior cobertura, a saber: *Trema micrantha* Blume, *Senna alata* (L.)Roxb., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan

Quatro espécies classificadas previamente como componentes do grupo de preenchimento geral, não se confirmaram para esse grupo, por apresentarem pequena cobertura de copas, ficando acima da vigésima colocação, sendo elas: *Jacaranda cuspidifolia* Mart. *Sapindus saponaria* L. *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze *Triplaris brasiliiana* Cham.

Seis espécies classificadas inicialmente como pertencentes ao grupo de diversidade apresentaram boa cobertura de copas, enquadrando-se entre as 20 primeiras posições, sendo, portanto, adequadas para composição do grupo de preenchimento geral, a saber: *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & grimes. *Lonchocarpus cultratus* (Vell.) AMG. Azevedo & HC. Lima, *Bixa orellana* L., *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera, *Citharexylum myrianthum* Cham. e *Apeiba tibourbou* Aubl.

Tabela 3.5 - Espécies amostradas com 10 ou mais indivíduos na avaliação aos 32 meses. C.C.= média de cobertura de copas em metros, obtida pelo método de interseção em linha, D.P. = desvio padrão da média de cobertura de copa, G.P. = grupo de plantio; P.R – espécies de preenchimento restrito (selecionadas por se destacarem em crescimento e desenvolvimento de copa), P.G – espécies de preenchimento geral (espécies mais utilizadas atualmente com essa finalidade), D – espécies de diversidade; n.ind. = número de indivíduos; Clas = classificação das espécies em ordem decrescente de cobertura de copa

Nome Científico	C.C.(m)	D.P. (m)	G.P.	n. ind.	Clas.
<i>Trema micrantha</i> Blume	6,66	3,05	P.G	64	1°
<i>Samanea tubulosa</i> (Jacq.) F. Muell.	4,96	2,28	D	23	2°
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	4,71	2,44	P.R.	180	3°
<i>Croton urucurana</i> Baill.	4,51	1,71	P.R.	272	4°
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	3,94	1,35	P.R.	95	5°
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	3,92	2,01	P.R.	99	6°
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn.	3,84	2	P.R.	195	7°
<i>Senna alata</i> (L.)Roxb.	3,58	1,78	P.G	126	8°

(continua)

Tabela 3.5 - Espécies amostradas com 10 ou mais indivíduos na avaliação aos 32 meses. C.C.= média de cobertura de copas em metros, obtida pelo método de interseção em linha, D.P. = desvio padrão da média de cobertura de copa, G.P. = grupo de plantio; P.R – espécies de preenchimento restrito (selecionadas por se destacarem em crescimento e desenvolvimento de copa), P.G – espécies de preenchimento geral (espécies mais utilizadas atualmente com essa finalidade), D – espécies de diversidade; n.ind. = número de indivíduos; Clas = classificação das espécies em ordem decrescente de cobertura de copa

(continuação)					
Nome Científico	C.C.(m)	D.P. (m)	G.P.	n. ind.	Clas.
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	3,23	1,85	P.R.	244	9°
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	3,23	1,47	P.G	86	10°
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2,87	1,69	P.G	112	11°
<i>Inga vera</i> Willd.	2,84	1,32	P.G	63	12°
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) AMG. Azevedo & HC. Lima	2,82	1,51	D	87	13°
<i>Bixa orellana</i> L	2,82	1,35	D	27	14°
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	2,8	1,19	D	86	15°
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	2,71	1,52	D	94	16°
<i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi	2,55	1,22	P.R.	250	17°
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	2,45	1,75	P.R.	188	18°
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	2,36	1,2	P.R.	228	19°
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	2,32	0,95	D	25	20°
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	2,31	1,79	P.R.	167	21°
<i>Colubrina granulosa</i> (Ruiz & Pav.) Brongn.	2,25	1,46	D	81	22°
<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burr.	2,2	0,95	D	94	23°
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	2,05	1,5	D	23	24°
<i>Psidium guajava</i> L.	1,91	0,84	D	98	25°
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	1,74	0,59	D	65	26°
<i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC.	1,71	0,55	D	16	27°
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	1,65	0,86	D	66	28°
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	1,62	0,83	D	89	29°
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão.	1,57	1,25	D	92	30°
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	1,54	0,68	P.G	58	31°
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1,51	0,65	D	58	32°
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f	1,46	1,06	D	55	33°
<i>Cordia superba</i> Cham.	1,36	0,9	D	21	34°
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	1,28	0,85	D	76	35°
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	1,27	1,27	D	86	36°
<i>Sapindus saponaria</i> L.	1,22	0,74	P.G	98	37°
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	1,15	0,74	D	86	38°

Tabela 3.5 - Espécies amostradas com 10 ou mais indivíduos na avaliação aos 32 meses. C.C.= média de cobertura de copas em metros, obtida pelo método de interseção em linha, D.P. = desvio padrão da média de cobertura de copa, G.P. = grupo de plantio; P.R – espécies de preenchimento restrito (selecionadas por se destacarem em crescimento e desenvolvimento de copa), P.G – espécies de preenchimento geral (espécies mais utilizadas atualmente com essa finalidade), D – espécies de diversidade; n.ind. = número de indivíduos; Clas = classificação das espécies em ordem decrescente de cobertura de copa

Nome Científico	C.C.(m)	D.P. (m)	G.P.	n. ind.	Clas.
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1,15	0,94	D	58	39°
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	1,14	0,82	D	131	40°
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	1,11	0,71	D	79	41°
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1,1	0,79	P.G	18	42°
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1,04	0,57	D	58	43°
<i>Swietenia macrophylla</i> King	1	0,57	D	51	44°
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,99	0,46	D	83	45°
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	0,98	0,63	D	19	46°
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasquale) Robyns	0,84	0,6	D	20	47°
<i>Terminalia argentea</i> (Camb.) Mart.	0,8	0,39	D	20	48°
<i>Triplaris brasiliana</i> Cham	0,8	0,65	P.G	91	49°
<i>Genipa americana</i> L.	0,78	0,46	D	76	50°
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	0,78	0,43	D	64	51°
<i>Annona muricata</i> L.	0,77	0,56	D	19	52°
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	0,73	0,45	D	11	53°
<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	0,64	0,42	D	19	54°
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	0,58	0,35	D	10	55°
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	0,54	0,38	D	35	56°
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	0,43	0,15	D	14	57°
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	0,36	0,25	D	44	58°

A comparação dos dados de cobertura média de copas por espécie demonstrou que *Trema micrantha* Blume foi a única espécie que diferiu de todas as demais, ocupando isoladamente a primeira posição em cobertura de copa (Figura 4.11.).

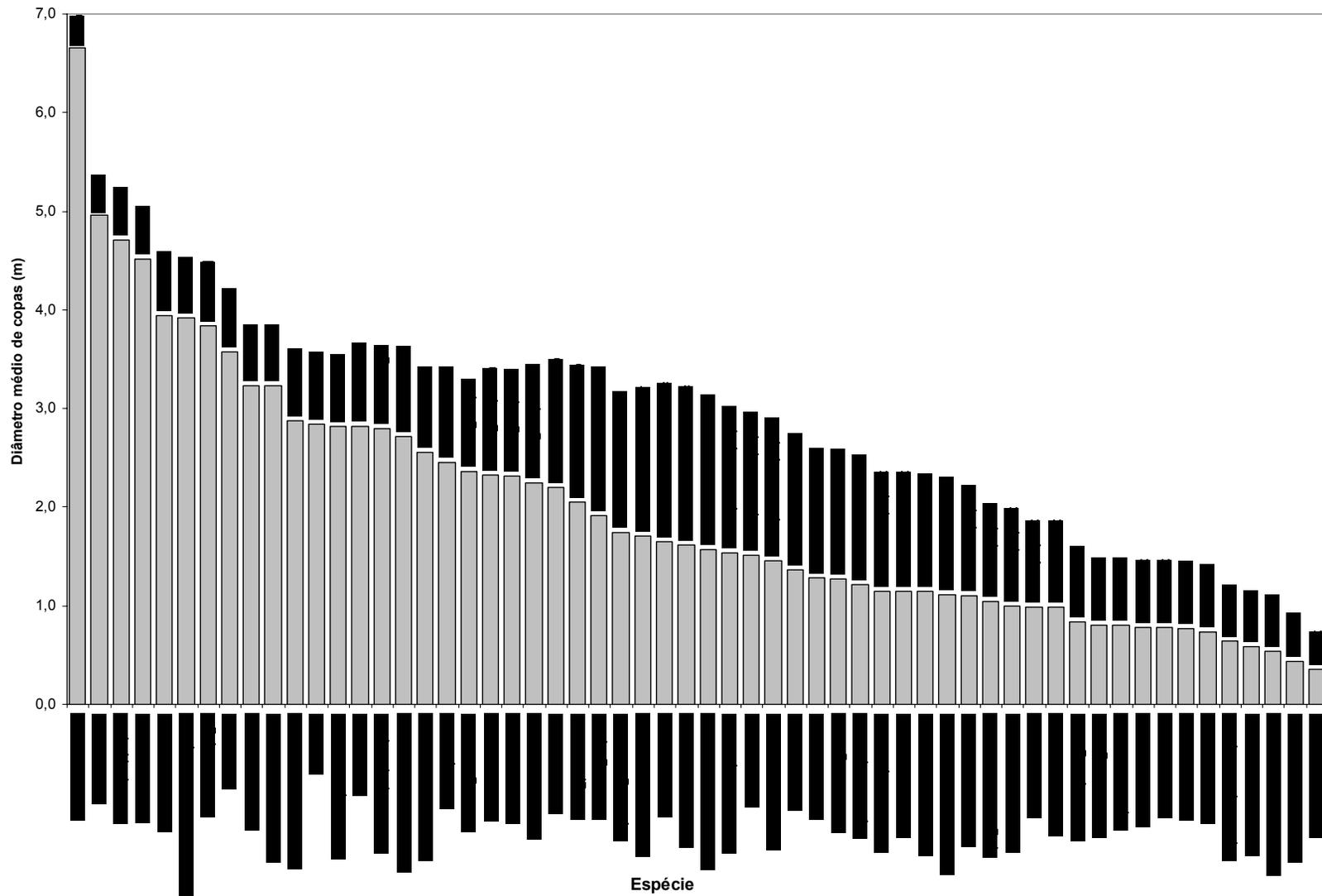


Figura 4.11- Comprimento médio de copas na linha (m) das espécies amostradas com 10 ou mais indivíduos, aos 32 meses de idade. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

A seleção inicial das espécies para composição dos grupos de preenchimento geral e preenchimento restrito não foi totalmente adequada, uma vez que se esperava que todas as 10 espécies do grupo de preenchimento restrito obtivessem os 10 maiores valores de cobertura de copas e que todas as espécies selecionadas para o grupo de preenchimento geral, obtivessem as nove colocações seguintes.

Esse aspecto pode ser responsável pelo fato de não se ter sido observada diferença significativa na comparação dos modelos de plantio cuja única fonte de variação foi a composição de espécies do grupo de preenchimento. Os modelos 2 e 3 semelhantes no espaçamento, na forma de distribuição dos grupos de plantio, mas diferentes na composição de espécies do grupos de preenchimento, não diferiram entre si. O mesmo ocorreu para os modelos 4 e 5.

Comparando-se os resultados de cobertura de copas pelas espécies deste trabalho com os resultados obtidos por Nave 2005, em avaliação de cobertura de copas de um plantio aos 2,5 anos no Município de Ribeirão Grande, Sul do Estado de São Paulo, observa-se que quatro espécies apresentaram-se dentre as que mais se destacaram em ambos os trabalhos, sendo elas: *Croton urucurana* Baill., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Acacia polyphylla* DC., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. *Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna e *Bauhinia forficata* Link., estiveram entre as oito espécies com maior cobertura de copas no trabalho de Nave (2005), mas alcançaram a décima oitava e vigésima primeira colocação neste trabalho. *Triplaris brasiliiana* Cham, foi erroneamente utilizada no grupo de preenchimento em ambos os trabalhos.

*Schinus terebenthifolius* Raddi, utilizada neste trabalho no grupo de preenchimento restrito, ocupou a décima sétima maior média de cobertura de copas, posição semelhante à encontrada no trabalho de Nave (2005), e seu uso teria sido mais adequado no grupo de preenchimento geral.

*Inga vera* Willd. e *Luehea grandiflora* Mart. ocuparam respectivamente a décima segunda e décima nona colocações neste trabalho, corroborando com os resultados observados por Nave (2005), sendo adequadamente utilizadas no grupo de preenchimento geral.

A diferença da resposta de algumas espécies comparadas entre os dois trabalhos pode ser explicada pela resposta diferencial de cada espécie às condições

edáficas, climáticas e de manutenção da área em restauração. Barbosa (2004) relata que uma mesma espécie pode apresentar comportamento diferenciado quando plantada em locais diferentes, em função de variações específicas do sítio. Os diferentes comportamentos podem ocorrer em função de interações entre o genótipo e o ambiente, ou ainda em decorrência da utilização de genótipos diferenciados para uma mesma espécie, em cada área restaurada.

Por essa razão não se recomenda a extrapolação geral das informações sobre a cobertura de copa das espécies obtidas nesse estudo. Os resultados de cobertura de copa das espécies desse estudo devem orientar projetos de restauração na região. Para outras regiões, recomenda-se que os resultados apresentados nesse estudo sejam utilizados como referência para novos estudos sobre o tema, de forma a estabelecer para essas áreas, as espécies mais indicadas para a composição dos grupos de plantios (preenchimento e diversidade).

#### **4.2 Acúmulo de biomassa nos plantios**

No total foram utilizados para o cálculo de biomassa acumulada 1154 indivíduos, pertencentes a 39 espécies arbóreas (Tabela 4.2). Esses indivíduos representam apenas os que atingiram diâmetro principal a  $1,3 \text{ m} \geq 5 \text{ cm}$ .

Em função da amostragem apenas dos indivíduos com diâmetro principal a  $1,3 \text{ m} \geq 5 \text{ cm}$ , o número de indivíduos avaliados para esse parâmetro variou entre os modelos de plantio, sendo; modelo 1 - 187 indivíduos, modelo 2 - 197, modelo 3 - 214, modelo 4 - 129, modelo 5 - 214 e modelo 6 - 228 indivíduos. Para os blocos, a variação do número de indivíduos com diâmetro principal a  $1,3 \text{ m}$  do solo  $\geq 5 \text{ cm}$  foi maior, sendo: bloco 1 - 437 indivíduos, bloco 2 - 373, bloco 3, 139 e bloco 220.

Tabela 4.2 - Lista de espécies que apresentaram DBH  $\geq$  5 cm, e número de indivíduos amostrados aos 32 meses de idade. GP: grupo de plantio; DA: grupo de diversidade para avaliação comportamental da espécie; DC: grupo de diversidade para complementação do número de espécies; PR: grupo de preenchimento restrito; PG: grupo de preenchimento geral; N° ind.(DAP  $\geq$  5 cm): número de indivíduos com diâmetro a 1,3 m do solo igual ou superior a 5 cm

(continua)				
Família	Nome Científico	Nome vulgar	GP	N° ind. (DAP $\geq$ 5 cm)
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	PR	176
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	PR	113
Fabaceae - Caesalpinioideae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn.	Pau-cigarra	PR	102
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Monjoleiro	PR	99
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	PR	85
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	PR	78
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	PR	76
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> Blume	Pau-pólvora	PG	52
Fabaceae - Cercideae	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	Pata-de-vaca	PR	47
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	DA	37
Anacardiaceae	<i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	PR	31
Tiliaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Açoita-cavalo	PR	30
Fabaceae - Faboideae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) AMG. Azevedo & HC. Lima	Embira-de-sapo	DA	29
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	PG	25
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	PG	25
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burr.	Farinha-seca	DA	17
Rhamnaceae	<i>Colubrina granulosa</i> (Ruiz & Pav.) Brongn.	Saguaragi-amarelo	DA	17
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Cambará	DA	16
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Albizia saman</i> (Jacq.) F. Muell.	Albizia	DC	15
Fabaceae - Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Araribá	DA	13
Tiliaceae	<i>Apeiba tiburouba</i> Aubl.	Escova-de-macaco	DC	12
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	PG	10
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'álho	DA	10
Fabaceae - Caesalpinioideae	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Mata-pasto	PG	9
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão.	Aroeira-verdadeira	DA	7
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê-rosa	DA	7
Polygonaceae	<i>Triplaris brasiliana</i> Cham	Pau-formiga	PG	7
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba	PG	4
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	DA	4
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sabão-de-soldado	PG	4
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	DA	3
Myrsinaceae	<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	Capororoca	DA	2
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Ipê-amarelo	DA	1
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	DC	1
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	Baba-de-boi	DC	1

Tabela 4.2 - Lista de espécies que apresentaram DBH  $\geq$  5 cm, e número de indivíduos amostrados aos 32 meses de idade. GP: grupo de plantio; DA: grupo de diversidade para avaliação comportamental da espécie; DC: grupo de diversidade para complementação do número de espécies; PR: grupo de preenchimento restrito; PG: grupo de preenchimento geral; N° ind.(DAP  $\geq$  5 cm): número de indivíduos com diâmetro a 1,3 m do solo igual ou superior a 5 cm

Família	Nome Científico	Nome vulgar	GP	(conclusão)
				N° ind. (DAP $\geq$ 5 cm)
Cecropiaceae	<i>Cecopia pachystachya</i>	Embaúva	DC	1
Fabaceae - Faboideae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	DC	1
Fabaceae-Caesalpinioideae	<i>Peltophorum dubium</i>	Canafistula	PR	1
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Dedaleiro	DA	1

O acúmulo de biomassa acima do solo ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), calculado para o experimento por meio de duas equações distintas, foi maior quando estimada pela equação elaborada pelo LMQ (ESALQ/USP) (Tabela 4.3.).

Tabela 4.3 - Parâmetros de acumulação de biomassa obtidos para os seis modelos de plantio testados, 32 meses após o plantio

Modelo de plantio	Espaçamento (m)	H	MBIOM1 ( $\text{Kg} \cdot \text{árv.}^{-1}$ )	MC1 ( $\text{Kg} \cdot \text{árv.}^{-1}$ )	MBIOM2 ( $\text{Kg} \cdot \text{árv.}^{-1}$ )	MC2 ( $\text{Kg} \cdot \text{árv.}^{-1}$ )	BIOM1 ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	C1 ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	BIOM2 ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	C2 ( $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ )
1	3 x 2	2,95	28,75	14,38	61,65	30,82	8,32	4,16	18,15	9,08
2	3 x 3	2,89	24,33	12,17	54,32	27,16	5,61	2,81	12,30	6,15
3	3 x 3	3,07	19,30	9,65	45,84	22,92	4,79	2,40	11,28	5,64
4	3 x 2	2,58	24,17	12,09	54,30	27,15	5,25	2,63	11,98	5,99
5	3 x 2	3,05	20,25	10,12	47,63	23,82	7,71	3,86	17,94	8,97
6	3 x 2	3,22	19,57	9,79	46,17	23,09	7,51	3,76	17,69	8,85

Nota: H = altura média das árvores; MBIOM1, MC1, BIOM1 e C1: respectivamente biomassa e carbono acumulados por árvore, biomassa e carbono acumulados por hectare, estimados pela equação alométrica de Brown (1997); MBIOM2, MC2, BIOM2 e C2: respectivamente biomassa e carbono acumulados por árvore, biomassa e carbono acumulados por hectare, estimados pela equação alométrica desenvolvida pelo LMQ (ESALQ/USP).

Embora os dados de biomassa de um determinado reflorestamento sejam dependentes das espécies utilizadas no plantio e de condições ambientais específicas de cada local, os dados de acúmulo de biomassa estimados utilizando a equação alométrica de Brown (1997) nas diferentes situações desse trabalho são bastante inferiores aos apresentados por Melo e Durigan (2006) para reflorestamentos com espécies nativas de idades semelhantes, localizados na Bacia do Médio Paranapanema, São Paulo. Nas condições avaliadas por Melo e Durigan (2006), reflorestamentos de matas ciliares de 3 anos apresentam biomassa acumulada,

estimada segundo equação de Brown (1997), variando de 53 a 59 Mg.ha<sup>-1</sup>. Contudo, vale destacar que nesse trabalho os autores utilizaram para os reflorestamentos jovens (até 15 anos de idade), todas as plantas com DAP (diâmetro à altura do peito) mensurável, o que implica na inclusão de diâmetros não recomendados para uso nessa equação (DAPs inferiores a 5 cm), o que pode ter superestimado os resultados de biomassa desse trabalho.

A biomassa média por árvores não diferiu significativamente entre os blocos (Figura 4.11.). Entretanto, quando os blocos são comparados em relação ao acúmulo de biomassa por hectare, observa-se que os valores foram significativamente maiores, para ambas as equações utilizadas na estimativa, para os blocos 1 e 2 (Figura 4.12.). Isso se justifica pelo fato de nos blocos 1 e 2 um número maior de árvores ter atingido o critério mínimo de inclusão na amostragem (diâmetro principal a 1,3 m  $\geq$  5 cm) visando à quantificação da biomassa acumulada, provavelmente em função da já destacada condições de sítio (maior fertilidade e/ou menor intensidade de ataque de pragas) mais favoráveis nesses blocos. De fato, as condições do solo representam um dos fatores responsáveis pela variação da biomassa em reflorestamentos de uma mesma idade (Melo & Durigan 2006).

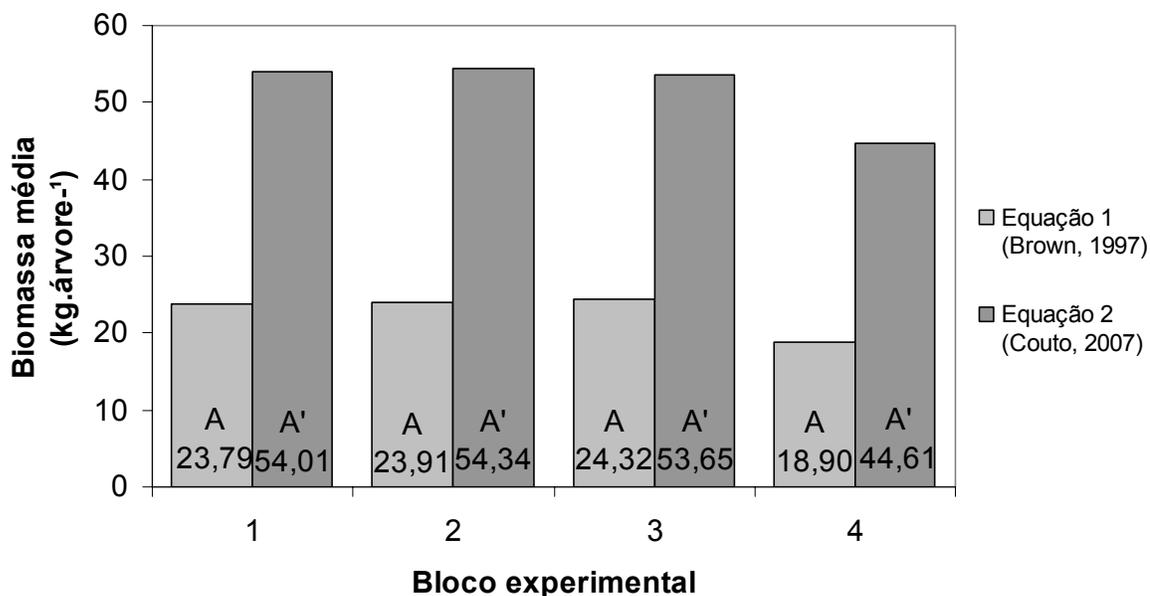


Figura 4.12 - Biomassa média por árvore (Kg.árvore<sup>-1</sup>) estimada aos 32 meses de idade, utilizando duas equações para o cálculo de biomassa. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (P > 0,05)

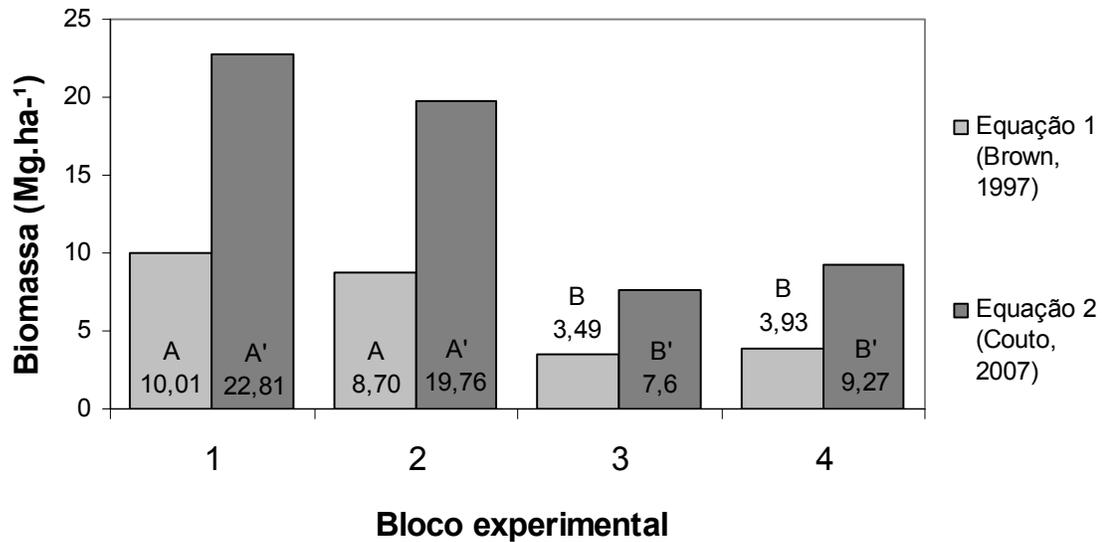


Figura 4.13 - Biomassa média acima do solo ( $\text{Mg.ha}^{-1}$ ), estimada aos 32 meses de idade, utilizando duas equações para o cálculo de biomassa. Para cada equação, médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

Em relação à biomassa acumulada nos diferentes modelos de plantio testados, não foram constatadas diferenças significativas entre os mesmos para a biomassa média por árvore (Figura 4.14.) e para biomassa média por hectare (Figura 4.15.).

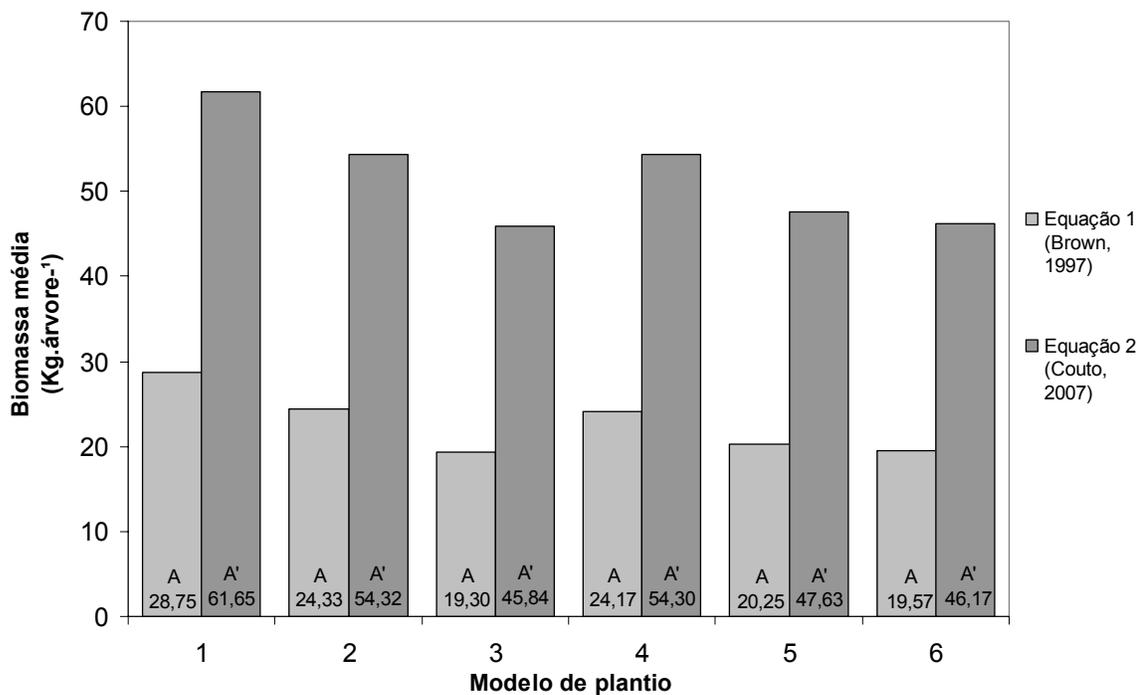


Figura 4.14 - Biomassa média por árvore ( $\text{Mg.ha}^{-1}$ ) utilizando duas equações para o cálculo de Biomassa nos seis diferentes modelos de plantio testados. Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

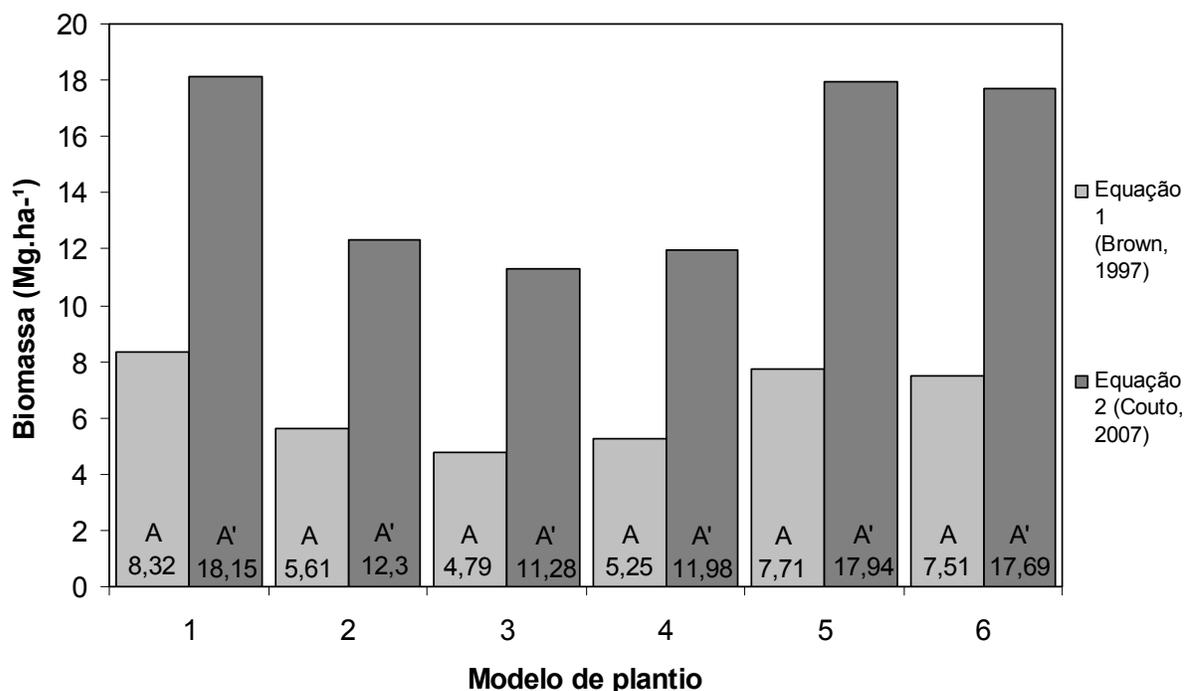


Figura 4.2.3 - Comparação da biomassa média (Mg.ha<sup>-1</sup>), estimada por meio de duas equações alométricas para os diferentes modelos de plantio testados. Para cada equação, médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ )

Dessa forma, observa-se que mesmo os modelos de plantio testados variando em relação à composição de espécies do grupo de preenchimento, à forma de distribuição dos grupos de preenchimento e diversidade e ao espaçamento de plantio utilizado, não houve influência significativa dos mesmos na biomassa média por árvores e na biomassa acumulada por hectare.

Assim como destacado para a cobertura de copa estimada pela interseção na linha, os parâmetros biomassa média por árvore e biomassa média por hectare parecem ser mais afetados pelas condições do ambiente (fertilidade do solo e ataque de formigas), do que pelo modelo de plantio utilizado.



## 5 CONCLUSÕES

- Os modelos de plantio não influenciaram a mortalidade de mudas, tendo-se observado uma menor densidade de indivíduos para os modelos que adotaram espaçamentos mais amplos (3 x 3 m), em relação aos mais adensados (2 x 2 m), não havendo diferença significativa na densidade de indivíduos entre os blocos.
- Os resultados da cobertura de copas obtidos pelo método da interseção em linhas mostraram haver diferenças significativas entre os modelos de plantio utilizados. Os modelos que apresentam espaçamentos mais amplos (3 x 3 m), obtiveram as menores médias de cobertura, e foram significativamente inferiores a dois dos modelos que apresentavam espaçamentos menores (3 x 2 m). A forma de distribuição dos grupos de plantio, e a composição de espécies do grupo de preenchimento não influenciaram a cobertura de copas pelo método de interseção na linha. A cobertura de copas obtida pelo método de interseção em linhas foi significativamente superior para os blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4, sendo essa diferença explicada pela maior fertilidade do solo dos blocos 1 e 2 e pelo intenso ataque de formigas cortadeiras observado desde o início do experimento nos blocos 3 e 4.
- A avaliação da cobertura de copas pelo método da interseção em pontos (ou método do densitômetro vertical), não diferiu significativamente entre os modelos de plantio utilizados, mas diferiu entre os blocos experimentais, sendo significativamente superior para os blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4.
- A avaliação do comprimento de copas por espécie, mostrou haver grande variação entre as espécies. Verificou-se que as espécies selecionadas para composição do grupo de preenchimento restrito não foi a mais adequada, considerando que algumas das espécies que obtiveram maiores médias de comprimento de copas, não foram utilizadas nesse grupo.
- A altura média das árvores não foi influenciada pelos diferentes modelos de plantio, mas diferiu significativamente entre os blocos experimentais, sendo superior para os blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4.

- A biomassa média acumulada por hectare não foi influenciada, pelo espaçamento, forma de distribuição do grupo de plantio e composição de espécies do grupo de preenchimento, mas foram influenciadas pelas condições de sítio, havendo superioridade dos blocos 1 e 2 em relação aos blocos 3 e 4.
- Por fim conclui-se que as condições de sítio (fertilidade do solo, e intensidade de ataque de formigas), influenciaram mais nos resultados de cobertura de copas, altura média de indivíduos e biomassa acumulada por hectare, do que o espaçamento, forma de distribuição dos grupos de plantio e composição de espécies do grupo de diversidade.

## REFERÊNCIAS

ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 151 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiros”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

AUSTIN, M.P.; PAUSAS, J.G.; NICHOLLS, A.O. Patterns of tree species richness in relation to environment in southeastern New South Wales, Australia. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 21, n.2, p.154 -164, Oct. 1996.

BALBINOT, R.; SCHUMACHER, M.V.; WATZLAWICK, L.F.; SANQUETTA, C.R. Inventário do carbono orgânico em um plantio de *Pinus taeda* aos 5 anos de idade no Rio Grande do Sul. **Revista de Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 5, n. 1, p. 59-68, jan. / jun. 2003.

BARBOSA, L.M. Contribuições para o planejamento estratégico do programa de repovoamento vegetal do Estado de São Paulo. In: WORKSHOP MATAS CILIARES São Paulo **Anais...** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. p 60-85.

BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.) **Matas Ciliares conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 2004. cap.15.4 p.235-247.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.A.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLI, D.S.; GUEDES, D.C.; JUNIOR, N.S.; SILVA, P.M.S.; PLAZA, A. P. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28 – 34, jan. 2003.

BRASIL. Lei n. 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal Brasileiro e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.incra.gov.br/arquivos/0275400229.pdf>> Acesso em: 30 jan. 2008.

BREN, L. J. “Riparian Zone, Stream, and Floodplain Issues: A Review”. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 150, n. 2/4, p. 277 – 299, 1993.

BROWN, S. Estimating biomass and biomass changing of tropical forests: a primer. **FAO Forestry Paper**, Rome, n. 134, p. 1-55, 1997.

BROWN, S. Opportunities for Mitigating Carbon Emissions Through Forestry Activities. **Winrock International**, 1999. Disponível em: <[http://www.winrock.org/REEP/opportum\\_carbon.html](http://www.winrock.org/REEP/opportum_carbon.html)>. Acesso em: 31 jan. 2008.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical Secondary Forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1 – 32, Feb. 1990.

BROWN, S., LUGO, A.E., Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, Caracas, v. 17, n.1, p. 8 -18. Jan. / Feb. 1992.

CANFIELD, R.H. Application of the line interception method in sampling range vegetation. **Journal of Forestry**, Washington, v. 39, p. 388-394, 1941.

CANNELL, M.G.R. Woody biomass of forest stands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 8, n. 3/4, p. 299 – 312, 1984.

CASTRO MAYA, R.O.A.C. **Floresta da Tijuca**. Rio de Janeiro: Ed. Bloch, 1957. 102 p.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. Disponível em: <<http://orion.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>> Acesso em: 1 fev. 2008.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 137, n. 18, p. 185 – 198, Aug. 2000.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession and indicators**: a definite edition of plant succession and plant indicators. New York: Haffner Press, 1928. 453 p.

CRESTANA, M.S.M.; FERRETTI, A.R.; TOLEDO FILHO, D.V.; ARBOCZ, G.F.; SCHIMIDT, H.A.P.; GUARDIA, J.F.C. **Florestas. Sistemas de recuperação com essências nativas, produção de mudas e legislações**. 2 ed. Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, 1993. 214 p.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 483 p.

DETWILER, R.P.; HALL, C.A.S. Tropical forest and the global carbon cycle. **Science**. London, v. 239, n. 4835, p. 42 – 47, jan. 1988.

DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.U. (Ed.) **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1998. p. 1 - 7.

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**. London, v. 263, p. 185 -190, Jan. 1994.

DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. **Recomposição de matas ciliares: orientações básicas**. São Paulo: IF, 1990, 14 p.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999. 412 p.

FANG, J.; WANG, G.G.; LIU, G., XU, S. Forest Biomass of China: An Estimate Based on the Biomass-Volume Relationship **Ecological Applications**, Tempe, v. 8, n. 4, p. 1084 - 1091, Nov. 1998.

FEARNSIDE, P.M. Wood density for estimating forest Biomass in Brazilian Amazonia, **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 90, p 59 – 87, Jan. 1997.

FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J.O.; CURTI, N.; MOREIRA, F.M.S.; Fertilização em reflorestamento com espécies nativas. In: GONÇALVES, J.L.M; BENEDETI, V. (Ed.) **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 351 - 383.

GARDNER, R. H.; MANKIN, J. B. Analysis of biomass allocation in forest ecosystems of the IBP. In: REICHLE, P.D. (Ed.) **Dynamic properties of forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1981. p. 451-497.

GENTRY, A.H. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology**, New York, v. 15, p. 1-84, 1982.

GERWING, J.J.; FARIAS, D.L. Integrating liana abundance and forest stature into a estimate of total aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 327 – 335, 2000.

GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA Jr. L.R.; DUCATI; F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 6 p. 113 -163.

GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA JR., L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.I.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 111-163.

GREIG-SMITH, P. **Quantitative plant ecology**. 2<sup>nd</sup> ed. London: Butterworths, 1983. 256p.

GUILHERME, F.A.G. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília, DF. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 1, p. 60-66, 2000.

HOUGHTON, R.A. The global effects of tropical deforestation. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 24, n. 4, p. 414 – 422, 1990.

JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, Oxford, v. 72, n. 1, p. 59 - 73, 1999.

KAGEYAMA, P.Y.; VIANA, V.M. Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE TECNOLOGIA DE SEMENTES FLORESTAIS, 2., 1992. São Paulo. **Anais....** São Paulo: IF, 1992. p.197-215. ( Série Documentos, IF)

KAGEYAMA, P.Y; GANDARA, F. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.) **Matas Ciliares Conservação e Recuperação**. 2.ed. São Paulo: EDUSP, 2004. cap.15.2 p. 249 - 269.

KAGEYAMA, P.Y.; SANTARELLI, E.; GANDARA, F. B.; GONÇALVES, J. C. SIMIOVATO, J.L.; ANTIQUEIRA, L. R.; GERES, W. L. Restauração de áreas degradadas: Modelos de consorciação com alta diversidade. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais....** 1994. p. 569 - 576.

KELLER, M.; PALACE, M.; HURTT, G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil Examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 154, p. 371 – 382, Dec. 2001.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, 2005. 200 p.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Paulo: Ed. Pedagógica e Universitária , 2000. 320 p.

LAURANCE, W.F.; FEARNside, P.M.; LAURANCE, S.G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T.E.; RANKIN DE MERONA, J.M.; CHAMBERS, J.Q.; GASCON, C.; Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 118, p. 127-138, Jun. 1999.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de Matas Ciliares In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares conservação e recuperação**. 2 ed. São Paulo: EDUSP, 2004. cap. 3, p. 43 – 44.

LUGO, A.E.; SCATENA, F.N.; Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet, and rain forests. **Biotropica**, Washington, v. 28, n.4, p. 585 -599, Dec. 1996.

MACDICKEN; **A Guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry Projects**. Arlington: Winrock International Institute for agricultural Development, 1997. 91p.

MARTINS, C.R.; LEITE, L.L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 5, p. 739-747, 2004.

MARTINS, H.F. **Relatório técnico para avaliação dos projetos de reflorestamento no Município do Rio de Janeiro – Feema**. Rio de Janeiro: Pronol; Condir, 1988. 42 p.

McDICKEN, K.G. **A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects**. Cidade: Winrock International Institute for Agricultural Development, 1997. 87 p.

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

MELO, A.C.M; MIRANDA, C. L.D.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MURPHY, P.G.; LUGO, A.E. Structure and biomass of a subtropical dry forest in Puerto Rico. **Biotropica**, Washington, v. 18, n. 2, p. 89 – 96, Jun. 1986.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MYTTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 423, n. 24, p. 853 – 858, Feb. 2000.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 218 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of Species Into Filling and Diversity Groups as Forest Restoration Methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas: Methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers,2007. v.1 , p. 103-126,

OATES, J.F., WHITESIDES, G.H., DAVIES, A.G.; WATERMAN, P.G.; GREEN, S.M.; DASILVA, G.L.; MOLE, S. Determinants of Variation in Tropical Forest Primate Biomass: New Evidence from West Africa. **Ecology**, Tempe, v. 71, n. 1. p.328 – 343, Feb. 1990.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, London, v. 164, p. 262-270, Apr.. 1969.

- PALMER, M.A.; FALK, D.A.; ZELDLER, J. B. Ecological theory and community restoration. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. chap. 1 p.1 – 17, 2006.
- PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R. S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Ed.). **A new century for natural resources management**. Washington: Island Press, 1994. p.261-278
- PICKETT, S.T.A.; COLLINS, L.S; ARMESTO, J.J. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. **Plant Ecology**, Dordrecht v. 69, p. 109 -114, n. 1/3, Abr. 1987.
- PICKETT, S.T.A; PARKER, V.T.; FIEDLER, L. The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S.K. (Ed.) **Conservation Biology: The theory and practice of nature conservation, and management**. New York, Chapman and Hall, 1992. p. 65 - 68.
- REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v.1, n. 1,p. 28-36 Abr. 2003.
- RESENDE, A.V.; FURTINI NETO, A.E.; MUNIZ, J.A.; CURI, N.; FAQUIN, V. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes Grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília:, v.34, n.11, p.2071-2081, nov. 1999.
- RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S., NAVE, A. G. **Programa de adequação ambiental de estações experimentais do Instituto Florestal**. Piracicaba: FEALQ: USP/ESALQ-LSN, 2003a. 64p.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da Usina Moema Açúcar e Álcool Ltda. : Fase II..** Piracicaba: ESALQ/USP/LCB/LERF, 2003b. 103p.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da Usina Cerradinho de Açúcar S/A e Acionistas**. Piracicaba: ESALQ/USP/LCB/LERF, 2003c. 110p.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.) **Matas ciliares conservação e recuperação**. 2 ed. São Paulo: EDUSP, 2004. cap.15.1., p. 235-247.
- RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F.; CRESTANA, M. S. M. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis, SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS.1992. Curitiba, **Anais...** 1992. Curitiba, p. 407 – 416.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; FARAH, F.T.; NOVAES, E.; PRIMORAL, R.A.S. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da Cia. Açucareira Vale do Rosário**. Piracicaba: USP/ESALQ/Depto. Ciências Biológicas, 2001. 101 p.

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

SANQUETA, 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 (Estado). Secretaria do Estado do Meio Ambiente. **Projeto de recuperação de matas ciliares no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2004 107p.

SILVA, I.R.; FURTINI NETO, A.E.; CURTI, N.; VALE, F.R. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 2, p. 205-212, Feb. 1997.

SOARES, P.G. **Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial e abundância natural de  $^{15}\text{N}$  em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta**. 2007. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

STUMPF, K. A. The estimation of forest estimation cover descriptions, using a vertical densitometer. In: **SAF NATIONAL CONVENTIONS**. Indianápolis, 1993. 10 p.

TAJCHMAN, S.; BENYON, R.; BEEN, L.; KOCHENDERFER, J.; PAN, C. On spatial variability of above-ground forest biomass. **Biomass and Bioenergy**. Oxford, v. 11, n. 5, p. 383 – 386, Jun. 1996.

TUOMISTO, H., RUOKOLAINEN, K., KALLIOLA, R., LINNA, A., DANJOY, W., RODRIGUEZ, Z. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science**, London, v. 269, p. 63 – 66, 1995.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. 2005. 188 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

WEBER, K.S., SANQUETA, C.R.; MELLO, A.A.; WATZIAWICK, L.F.; BALBINOT, R. Variação nos teores de carbono orgânico em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Brasil Florestal**, Brasília, n.76, p. 23 – 28, Apr. 2003.



**ANEXO**



Anexo A - Croqui dos blocos experimentais instalados nas fazendas Mata Chica, município de Morro Agudo, SP e Santa Emília, município de Ituverava, SP

