



**ALVARO AUGUSTO VIEIRA SOARES**

**MODELOS DE IMPLANTAÇÃO DE MATAS CILIARES EM  
MARGEM DE RESERVATÓRIO**

**LAVRAS-MG**

**2012**

**ALVARO AUGUSTO VIEIRA SOARES**

**MODELOS DE IMPLANTAÇÃO DE MATAS CILIARES EM  
MARGEM DE RESERVATÓRIO**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Lavras,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Florestal, área de  
concentração Silvicultura e Genética  
Florestal, para a obtenção do título de  
Mestre.

Orientadora

Prof. Dra. Soraya Alvarenga Botelho

**LAVRAS-MG**

**2012**

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca da UFLA**

Soares, Alvaro Augusto Vieira.

Modelos de implantação de matas ciliares em margem de reservatório / Álvaro Augusto Vieira Soares. – Lavras : UFLA, 2012.

84 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Soraya Alvarenga Botelho.

Bibliografia.

1. Reflorestamentos ambientais. 2. Indicadores de recuperação 3. Matas ciliares. 4. Recuperação de áreas degradadas. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.9565

**ALVARO AUGUSTO VIEIRA SOARES**

**MODELOS DE IMPLANTAÇÃO DE MATAS CILIARES EM  
MARGEM DE RESERVATÓRIO**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Lavras,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Florestal, área de  
concentração Silvicultura e Genética  
Florestal, para a obtenção do título de  
Mestre.

Aprovada em 16 de fevereiro de 2012

Dr. Antônio Cláudio Davide            UFLA

Dra. Gislene Carvalho de Castro      UFSJ

Prof. Dra. Soraya Alvarenga Botelho

Orientadora

**LAVRAS-MG**

**2012**

A Deus, pelas oportunidades em minha vida.  
A minha família, pela base de quem sou hoje e pelo apoio nessa jornada.

**DECIDO**

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), pela oportunidade de realizar o mestrado.

Ao Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

À Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), pelo financiamento do projeto.

Aos professores, técnicos e funcionários do DCF que, de todas as formas, contribuíram com este trabalho.

A minha orientadora, Profa. Soraya, pelos ensinamentos, conselhos e paciência.

À equipe de campo, Stéphanou, Tássia, Zé Pedro e Liz, pelos esforços em campo assim como pelas ótimas horas de descontração.

À equipe do Laboratório de Silvicultura do DCF/UFLA, pela companhia e convivência, tornando este mestrado mais prazeroso.

Ao Núcleo de Estudos em Silvicultura (NES) e a todos os seus integrantes, meus grandes amigos, que foram uma fonte alternativa de aprendizado, tanto profissional quanto pessoal.

Aos meus amigos, com os quais pude compartilhar todos os momentos, intensificando os bons e aliviando os difíceis.

A minha namorada, Daniele, pelo carinho e cumplicidade.

Do fundo do coração, MUITO OBRIGADO A TODOS!

## RESUMO

A garantia da integridade das margens de reservatórios artificiais, a concomitante criação de um ambiente adequado para a recuperação da biodiversidade local e a autoperpetuação da floresta são os principais objetivos da implantação de matas ciliares. Para atingi-los é necessário que se estabeleçam metodologias de implantação adequadas. Dessa forma, foi instalado um experimento, no qual foram avaliados cinco modelos de implantação de povoamento misto para recomposição de matas ciliares implantados em 1998 e que hoje apresentam a idade de doze anos e três meses. Neste teste, foram variados os fatores espaçamento e arranjo de plantio e composição de grupos ecológicos, de forma a identificar se existe diferença entre estas metodologias. Primeiramente, fez-se uma avaliação geral do povoamento por meio de levantamentos do estrato arbóreo, regenerante, banco de sementes e de análise química e textural do solo. Posteriormente, lançou-se mão dos indicadores de recuperação: sobrevivência das árvores plantadas, área basal e densidade da comunidade arbórea, acúmulo de serrapilheira sobre o solo e índice de fechamento do dossel, para avaliar os modelos e a influência dos fatores arranjo, espaçamento e composição de grupos ecológicos nestes parâmetros. Ainda, remedições do plantio foram utilizadas para se descrever o crescimento das espécies utilizadas. Como resultado da análise geral, obteve-se que o povoamento encontra-se em situação de baixa diversidade, com regeneração deficiente e banco de sementes dominado majoritariamente por uma espécie arbórea exótica utilizada no plantio e espécies herbáceas invasoras, comprometendo a integridade do povoamento no futuro. Considerou-se que as características da paisagem onde o experimento foi instalado, como matriz do entorno com cultura agrícola, distância de fragmentos florestais, movimentação de máquinas e automóveis e proximidade com centros urbanos, tenham sido as principais causas deste achado. O fator que mais influenciou os modelos foi a composição de grupos ecológicos, com os melhores resultados apresentados pelos modelos em que se utilizaram ambos os grupos, das pioneiras e não pioneiras. Os diferentes arranjo e espaçamentos de plantio, nesta idade, já não exercem influência nos indicadores de recuperação. Assim, recomenda-se que, na implantação de futuros povoamentos para a recuperação de matas ciliares, não sejam utilizadas apenas espécies pioneiras e sugere-se que a proporção de 50% de espécies pioneiras e 50% de não pioneiras com o maior número de espécies possível seja utilizada em áreas com deficiência da regeneração natural. No geral, as espécies não pioneiras tiveram sobrevivência inicial menor, mas tenderam a apresentar mortalidade menor ao longo do tempo, enquanto as pioneiras apresentaram maior sobrevivência inicial e mortalidade mais acentuada, principalmente após os 38 meses. Em relação ao desenvolvimento

das espécies, a resposta específica de cada espécie em relação ao ambiente (adaptação) e seu potencial de crescimento parecem ter um papel maior no desenvolvimento, em diâmetro e em altura, do que sua característica de pioneira ou não pioneira.

Palavras-chave: Reflorestamentos ambientais. Indicadores de recuperação. Matas ciliares. Recuperação de áreas degradadas.



## ABSTRACT

Ensuring the integrity of the shores of artificial reservoirs, the concomitant creation of an environment suitable for the recovery of local biodiversity and perpetuation of the forest are the main objectives of the establishment of riparian forests. To reach them it is necessary to establish appropriate methodologies. Thus, this study evaluated five implantation models of mixed stands to restore riparian areas twelve years and three months after the implementation of the experiment. Three factors were varied to compound the trial: plantation spacing and arrangement and composition of ecological groups of the planted seedlings. The objective of this work was to identify whether there are differences between these methodologies. In first, a general assessment of the stand was performed by survey of the overstory and understory, seed bank and chemical analysis of the soil. Then, the restoration indicators survival of planted trees, basal area and density of the tree community, accumulation of litter on the soil and canopy closure index were utilized to evaluate the models and the influence of arrangement, spacing and composition of ecological groups in these parameters. Complementarily, remeasurements of the planted trees along these 145 months were used to describe the growth of the species used in this afforestation. As a result of general analysis, it was found that the stand presents low diversity, poor regeneration, and seed bank dominated mostly by an exotic tree species used in planting and weed, compromising the integrity of the stand in the future. It was considered that the characteristics of the landscape where the experiment was installed as crop matrix, distance of forest fragments, movement of machinery and automobiles and proximity to urban centers have been the main causes of this finding. The factor that most influenced the models was the composition of ecological groups with the best performance found for models in which both pioneer and non-pioneer groups were used. The different arrangement and spacings, in this age, do not exert influence in the restoration indicators. Hence, it is not recommended the use of only pioneer species in the implantation of riparian forest and the proportion of 50% pioneers and 50% non-pioneers using as much species as possible is indicated for areas that might present constraints for the natural regeneration. In general, the non-pioneer species had lower initial survival but tended to have lower mortality over time as the pioneers had a higher initial survival and more pronounced mortality, especially after 38 months. Regarding to the species development, the species-specific response in relation to the environment (adaptation) and the growth potential seem to play a greater role in the development of diameter and height than its characteristic as pioneer or non-pioneer.

Keywords: Environmental afforestation. Restoration indicators. Riparian forests. Recuperation of degraded area.

## Lista de tabelas

Tabela 1. Espécies utilizadas no teste de modelos de implantação de matas ciliares em Igarapava, SP. ....	18
Tabela 2. Contrastes não ortogonais para análise estatística dos modelos. ....	24
Tabela 3. Comparação das análises de solo procedidas aos 34 e 145 meses após o plantio em um teste de modelos de implantação de mata ciliar em margem de reservatório. ....	26
Tabela 4. Análise de variância da sobrevivência das árvores plantadas num teste de modelos de implantação de mata ciliar em oito idades de avaliação. ....	35
Tabela 5. P-valores dos contrastes não ortogonais para comparação da sobrevivência das árvores plantadas em diferentes modelos de implantação de mata ciliar, em oito idades de avaliação. ....	42
Tabela 6. Análise de variância da densidade de regeneração arbórea, num teste de modelos de implantação de mata ciliar. ....	44
Tabela 7. Médias da densidade da regeneração natural (DRN) por tratamento e resultado do teste Tukey. ....	44
Tabela 8. Contrastes não ortogonais para a comparação da densidade da regeneração natural (DRA), nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar. ....	45
Tabela 9. Análise de variância da densidade de árvores num teste de modelos de implantação de mata ciliar. ....	47
Tabela 10. Médias da densidade da comunidade arbórea (DCA) por tratamento e resultado do teste Scott-Knott. ....	47
Tabela 11. Contrastes não ortogonais para comparação da densidade da comunidade arbórea (DCA) nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar. ....	48
Tabela 12. Análise de variância da área basal das árvores plantadas num teste de modelos de implantação de mata ciliar. ....	49
Tabela 13. Médias da área basal das árvores plantadas (ABAP) por tratamento e resultado do teste Scott-knott. ....	49
Tabela 14. Contrastes não ortogonais para comparação da área basal das árvores plantadas (ABAP) nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar. ....	49

Tabela 15. Teste de Wilcoxon-Nemenyi-McDonald-Thompson para a massa seca de serrapilheira acumulada sobre o solo, em diferentes modelos de implantação de matas ciliares. ....	51
Tabela 16. Médias da massa seca de serrapilheira acumulada sobre o solo (MSSAS), em diferentes modelos de implantação de mata ciliar e seus respectivos resultados do teste de Scott-Knott.....	52
Tabela 17. Contrastes não ortogonais para comparação da massa seca da serrapilheira acumulada sobre o solo (MSSAS), nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar.....	52
Tabela 18. Análise de variância para o índice de fechamento do dossel em um teste de modelos de implantação de mata ciliar.....	54
Tabela 19. Médias do índice de fechamento do dossel (IFD) por tratamento e resultado do teste Scott-Knott.....	55
Tabela 20. Contrastes não ortogonais para comparação do índice de fechamento do dossel (IFD), nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar. ....	55
Tabela 21. Sobrevivência média e coeficiente de variação de treze espécies utilizadas e um teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP. ....	59
Tabela 21. Continuação.....	60
Tabela 22. Diâmetro médio, coeficiente de variação e incremento médio anual de treze espécies utilizadas e um teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP.....	63
Tabela 23. Altura média, coeficiente de variação e incremento médio anual de treze espécies utilizadas e um teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP. ....	66

### Lista de ilustrações

Figura 1. Parcela dominada por <i>Muntingia calabura</i> .....	28
Figura 2. Área infestada por plantas invasoras. ....	34
Figura 3. Clareira dominada por <i>Brachiaria</i> sp. ....	34
Gráfico 1. Sobrevivência das plantas nos diferentes modelos, nas idades de avaliação.....	36
Gráfico 2. Linhas de tendência da sobrevivência dos tratamentos ao longo do tempo.....	41
Gráfico 3. Evolução da sobrevivência das espécies utilizadas no plantio. ....	58
Gráfico 4. Evolução do DAP (diâmetro a 1,30 cm do solo) das espécies utilizadas no plantio. ....	62
Gráfico 5. Crescimento de 13 espécies utilizadas num teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP. ....	68

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	1
2 OBJETIVOS E HIPÓTESE.....	2
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	2
3.1 Matas ciliares .....	2
3.2 Implantação de matas ciliares na margem de reservatórios.....	4
3.3 Parâmetros de avaliação e monitoramento – indicadores de recuperação .....	7
3.3.1 Desenvolvimento das árvores plantadas .....	11
3.3.2 Regeneração natural .....	12
3.3.3 Banco de sementes .....	13
3.3.4 Fechamento do dossel.....	14
3.3.5 Serrapilheira.....	15
4 MATERIAIS E MÉTODOS .....	16
4.1 Área de estudo.....	16
4.2 Caracterização do experimento .....	17
4.2.3 Descrição dos modelos e delineamento experimental .....	17
4.2.4 Metodologia de implantação.....	18
4.3 Caracterização geral do povoamento.....	19
4.3.1 Estrato arbóreo .....	19
4.3.2 Estrato regenerante - Arvoretas.....	19
4.3.3 Banco de sementes .....	19
4.3.4 Análise do solo.....	20
4.3.5 Processamento e análise dos dados .....	21
5.4 Indicadores de recuperação.....	21
5.4.1 Sobrevivência.....	21
5.4.2 Densidade e área basal.....	22
5.4.3 Serrapilheira acumulada .....	22
5.4.4 Fechamento do dossel.....	22

5.4.5 Análise dos dados.....	24
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	25
6.1 Caracterização geral do povoamento.....	25
6.1.1 Análise de solo .....	25
6.1.2 Estratos arbóreo e regenerante .....	27
6.1.4 Banco de sementes .....	32
6.2 Indicadores de recuperação.....	35
6.2.1 Sobrevivência.....	35
6.2.2 Densidade e área basal.....	43
6.2.4 Serrapilheira acumulada .....	50
6.2.5 Índice de fechamento do dossel .....	54
6.3 Sobrevivência e crescimento das espécies.....	56
6.3.1 Sobrevivência.....	56
6.3.2 Diâmetro .....	61
6.3.3 Altura.....	65
7 CONCLUSÃO .....	69
REFERÊNCIAS.....	70
ANEXOS.....	81

## 1 INTRODUÇÃO

As matas ciliares são componentes da paisagem que exercem importantes funções ecológicas, além de proporcionar serviços ambientais ao homem.

Com a construção de usinas hidrelétricas, são formados grandes lagos, que devem ter suas margens preservadas conforme a legislação, não somente para cumprir exigências legais, a recuperação e a conservação da vegetação ciliar no entorno de reservatórios são importantes também para a manutenção da vida útil da usina, uma vez que evita o assoreamento do corpo d'água.

Na maioria das vezes, as características das novas margens são diferentes das margens naturais, o que constitui um gargalo para a sua revegetação. Este fato se intensifica quando estas áreas, que eram, anteriormente, utilizadas para atividades agrícolas, podem apresentar certo grau de degradação do solo, processos erosivos e infestação por plantas invasoras.

Nos (re)florestamentos de proteção, o espaçamento, o arranjo e a composição de espécies ou de grupos ecológicos no plantio devem ser minuciosamente analisados no planejamento do projeto, de forma que sejam utilizados os modelos mais adequados para cada área. Diferentemente dos plantios florestais comerciais, a implantação de matas ciliares tem o objetivo de formar ambientes estáveis, que desempenhem funções semelhantes aos ecossistemas naturais e, principalmente, que sejam capazes de se autoperpetuar.

Após a implantação, avaliações destes povoamentos devem ser feitas de modo a monitorar a evolução dos povoamentos, sendo, para isso, utilizados indicadores, ou seja, parâmetros que, mensurados periodicamente, permitam confirmar o sucesso da recuperação ou, mesmo, diagnosticar falhas e auxiliar o seu redirecionamento.

Por estas peculiaridades faz-se necessária a pesquisa sobre a implantação de plantios mistos de recomposição de matas ciliares, de forma que se obtenham informações que contribuam para o êxito de futuros projetos.

## **2 OBJETIVOS E HIPÓTESE**

Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar cinco modelos de implantação de matas ciliares em margem de reservatório, por meio da análise de parâmetros indicadores de recuperação. A hipótese a ser investigada é a de que os fatores espaçamento, arranjo e composição de grupos ecológicos utilizados no plantio influenciam o processo de recuperação de matas ciliares, aos 145 meses da implantação.

Complementarmente, buscou-se avaliar a estrutura e a diversidade atual do povoamento e descrever o desenvolvimento das espécies plantadas no reflorestamento.

## **3 REVISÃO DE LITERATURA**

### **3.1 Matas ciliares**

As matas ciliares são formações florestais associadas a corpos d'água, ao longo dos quais podem estender-se por dezenas de metros a partir das margens e apresentar marcantes variações na composição florística e na estrutura comunitária, dependendo das interações que se estabelecem entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente (OLIVEIRA-FILHO, 1994; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). São, portanto, ecótonos, cuja mudança na paisagem se dá, em grande parte, devido às relações entre a topografia e o regime hidrológico do corpo d'água. O fluxo de água lateral é considerado a



principal força que organiza e regula a função das florestas ciliares, incluindo seu ciclo biogeoquímico e seu papel na paisagem (MALANSON, 1995).

De acordo com Rodrigues e Leitão Filho (2004), em termos de componente biótico, as formações ciliares geralmente apresentam um conjunto de espécies de ampla distribuição, um conjunto de espécies típicas da unidade fitogeográfica ocorrente na condição extraciliar, um conjunto de espécies caracterizadoras do ambiente ciliar e um conjunto de espécies caracterizadoras daquela condição ecológica específica, em função da atuação de fatores seletivos (e.g. encharcamento do solo, características edáficas, luminosidade, etc.).

A conservação e a recuperação destes ecossistemas são primordiais, tendo em vista serem componentes essenciais na paisagem que exercem importantes funções ecológicas e trazem benefícios diretos ao homem. Segundo Botelho e Davide (2002), vários são os benefícios oferecidos pelas matas ciliares, sendo os principais deles: a) a manutenção da qualidade da água pela sua função de tamponamento entre os cursos d'água e as áreas adjacentes cultivadas, retendo grande quantidade de sedimentos, defensivos agrícolas e nutrientes; b) a manutenção da quantidade de água pela sua capacidade de proteção do solo contra os processos erosivos e aumento na capacidade de infiltração de água no solo; c) estabilização das margens dos rios através da grande malha de raízes que dá estabilidade aos barrancos e atuação da serrapilheira contendo o escoamento superficial e retendo água, o que evita o assoreamento dos leitos dos rios e das nascentes; d) fornecimento de hábitat para a fauna silvestre, proporcionando ambiente com água, alimento e abrigo, além de funcionarem como corredores de fauna, ligando fragmentos florestais; e) condicionamento do hábitat aquático, proporcionando sombreamento nos cursos d'água, abrigo, alimento e condição para reprodução e sobrevivência de insetos, anfíbios, crustáceos e peixes. Além disso, estes ambientes têm um importante valor estético e recreacional (MALANSON, 1995).

### **3.2 Implantação de matas ciliares na margem de reservatórios**

Com a construção de usinas hidrelétricas, grandes reservatórios são formados e as áreas que os circundam devem ser preservadas de forma a se estabelecer uma vegetação ciliar, como previsto na legislação (BRASIL, 1965).

Não somente para cumprimento da legislação, a implantação de matas ciliares às margens dos reservatórios das usinas hidrelétricas tem sido uma preocupação das empresas ligadas ao setor de geração de energia, no sentido do prolongamento da vida útil do empreendimento. A ação erosiva da água na área de depleção contribui significativamente para o assoreamento dos reservatórios, tendo como consequências a diminuição da capacidade de acumulação de água e, no caso de usinas hidrelétricas, um aumento no efeito abrasivo nas turbinas de geração, causado pelas partículas sólidas em suspensão, o que diminui a vida útil da usina (DAVIDE et al., 1993).

No entanto, a nova área “ciliar”, criada artificialmente pela elevação do nível da água, normalmente não apresenta as mesmas características edáficas das margens naturais do rio, com características físicas, químicas e estruturais do solo bastante diversas, bem como seu relevo, podendo formar ambientes méxicos, sem o efeito da água do reservatório. Outro aspecto diz respeito à dinâmica do curso d’água. No rio, as cheias contribuem com a deposição de sedimentos, matéria orgânica e sementes, enriquecendo suas margens alagadas, enquanto, nos reservatórios, quando ocorrem áreas de deplecionamento, as mesmas são caracterizadas por cheias na estação seca do ano e um intenso processo erosivo, com o carreamento de sedimentos e matéria orgânica (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Botelho e Davide (2002) alertam que tais ambientes merecem um cuidado especial na sua avaliação, uma vez que, frequentemente, são locais de ocorrência natural de outras formações vegetais não características de margens

de rios. Além disso, as áreas onde terão de ser estabelecidas as novas matas ciliares, não raro, são locais de antigo uso antrópico que apresentam certo grau de degradação, sendo outra barreira a ser superada.

A correta escolha das espécies a serem utilizadas na recuperação de tais áreas constitui um dos principais pontos críticos para o êxito do projeto. Devido ao grande número de espécies naturalmente encontradas nestes ambientes e às suas complexas inter-relações e interações com o meio, esta escolha deve ser baseada no conhecimento que se tem das espécies referente à autoecologia e ao comportamento silvicultural (FARIA; DAVIDE; BOTELHO, 1997).

A recuperação de ecossistemas florestais e a implantação de florestas de proteção podem ser realizadas por meio do plantio de espécies “facilitadoras” da sucessão natural, em locais onde, a princípio, uma série de barreiras impede o desenvolvimento do processo. A capacidade de estabelecimento em condições limitantes, a atração de fauna, o crescimento rápido e a grande deposição de serrapilheira são características desejáveis de espécies para plantios de recuperação (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004).

O uso da sucessão ecológica como base na implantação de florestas mistas é a tentativa de dar à regeneração artificial um modelo seguindo as condições nas quais ela ocorre naturalmente (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2004). Assim, espécies de estágios iniciais da sucessão secundária proporcionam o sombreamento requerido por espécies de estágios mais avançados (KAGEYAMA et al., 1994), até que comece a sua senescência, uma vez que, generalizadamente, têm ciclo de vida curto, de cerca de 15 anos (BARBOSA, 2004).

Segundo Parrotta, Knowles e Wunderle Junior (1997), a mistura de espécies nativas pioneiras de rápido crescimento e espécies de crescimento lento (ou de ciclos de vida mais longos) é recomendada para provir maior diversidade de hábitat de dossel dentro da área reflorestada, aumentar a diversidade

estrutural e bioquímica do piso florestal em recomposição e da camada de húmus e, ainda, atuar como um “seguro” contra a mortalidade precoce das espécies de vida curta, a abertura do dossel e o restabelecimento das plantas invasoras.

Outros dois fatores de extrema importância no planejamento do projeto de implantação destes povoamentos são o espaçamento e o arranjo de plantio. Botelho e Davide (2002) afirmam que a escolha do espaçamento deve ser tal que proporcione uma mais rápida cobertura do solo, protegendo-o contra o desenvolvimento de processos erosivos, e a criação de um ambiente de sombra, favorecendo as espécies de grupos sucessionais tardios e inibindo o desenvolvimento de gramíneas invasoras intolerantes ao sombreamento. Em sítios piores, espaçamentos menores devem ser adotados e, em sítios de melhor qualidade, maiores espaçamentos podem ser utilizados, uma vez que as plantas apresentarão um bom desenvolvimento, apesar de que, em áreas com alto potencial de infestação por espécies invasoras, ainda seria aconselhável adotar-se um espaçamento mais fechado, que proporcionará a eliminação natural das plantas competidoras, diminuindo os gastos com o seu combate.

O arranjo consiste na distribuição das espécies dos grupos ecológicos no campo. As duas disposições mais comumente utilizadas são a em quincôncio e a regular. O arranjo em quincôncio (também conhecido como quadrados/retângulos sobrepostos) consiste em plantar as pioneiras em sulcos alternados com as clímax, com alinhamento das linhas pares afastado em relação às linhas ímpares, de modo que cada muda de clímax posiciona-se no centro de um quadrado/retângulo, cujos vértices são compostos por espécies pioneiras. O arranjo regular segue normalmente o espaçamento definido, iniciando a primeira cova de cada linha sem afastamento em relação às outras (BOTELHO; DAVIDE, 2002), ou seja, tanto as linhas quanto as entrelinhas são alinhadas entre si.

Estes fatores, composição de espécies, grupos ecológicos, espaçamento, arranjo e distribuição, quando combinados, compõem os chamados “modelos de implantação” (BOTELHO et al., 2001).

### **3.3 Parâmetros de avaliação e monitoramento – indicadores de recuperação**

Após a implantação do reflorestamento, há a necessidade de se avaliar o sucesso da recuperação. Entende-se por avaliação o retrato do estado atual da área que permitirá concluir se o projeto atingiu as metas previamente definidas no planejamento. Obviamente, as características avaliadas devem estar relacionadas aos objetivos bem estabelecidos, pois, uma vez que estes não o são, a avaliação produzirá dados vagos, pouco contribuindo para o redirecionamento do projeto, caso sejam identificados problemas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

O sucesso de um projeto de recuperação/implantação de mata ciliar deve ser avaliado por meio de indicadores, por meio dos quais seja possível definir se o projeto necessita sofrer novas interferências, ou até mesmo ser redirecionado, visando acelerar o processo de sucessão e de restauração das funções da mata ciliar, bem como determinar o momento em que a floresta passa a ser autossustentável, dispensando intervenções antrópicas (MARTINS, 2001).

Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2009) fazem uma analogia entre a recuperação de áreas degradadas e a medicina. A recuperação seria um tipo de medicina do meio ambiente, em que o exame seria análogo ao diagnóstico ambiental, o tratamento (e.g. cirurgia, remédios) ao modelo de recuperação implantado e, finalmente, os últimos exames é que indicarão o sucesso do tratamento, redirecionando-o, caso o paciente não apresente os resultados esperados.

No Brasil, a partir da década de 1980, o desenvolvimento de técnicas de restauração tornou-se mais intenso, bem como a edição de normas legais sobre o assunto e a aplicação de recursos públicos e privados em projetos executivos. Apesar disso, só recentemente o monitoramento de áreas em restauração tem sido objeto de pesquisas. A seleção de indicadores foi discutida, dentre outros, por Almeida e Sánchez (2005), Mantovani (1998), Reis (2008) e Rodrigues e Gandolfi (1998, 2004).

Segundo Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2009), hoje, as avaliações baseiam-se em métodos subjetivos, como fotografias e avaliações visuais em campo, as quais dão margem para a tendenciosidade do avaliador. Estes autores apontam os principais problemas dessa subjetividade:

- falta de posição clara e coerente dos avaliadores sobre o que se julga adequado e inadequado para uma determinada área. Se uma mesma área recuperada for apresentada a varias pessoas que têm a função de avaliar se a restauração foi bem sucedida ou não (fator que pode culminar na aplicação de um novo termo de ajustamento de conduta ou no cancelamento de um contrato de prestação de serviço), diferentes posições podem ser observadas, dando insegurança técnica à tomada de decisão. Isso ocorre porque cada indivíduo enxerga a área restaurada sob o seu ponto de vista e de forma intimamente ligada às suas experiências pessoais;

- falta de coerência sobre o que é exigido da área restaurada e o que, de fato, nela pode ser alcançado, o que reflete, muitas vezes, em cobrança excessiva e desproporcional. Como exemplo, pode-se citar o caso de uma área restaurada inserida em uma paisagem com reduzido número de fragmentos florestais. Esta, dificilmente, apresentará um sub-bosque densamente povoado e diversificado de espécies nativas em regeneração, por mais “correto” que tenha sido o projeto de recuperação, o que não se trata de erros de planejamento ou de execução, mas de uma limitação intrínseca do atual estado da paisagem na qual a área está

inserida. Esta área, futuramente, terá de sofrer novas intervenções para que se possa aumentar a sua chance de autoperpetuação. Ainda referente a este tópico, outro fator importante é a escala de tempo que se adota nas avaliações. Seria injusto criticar uma área restaurada pela falta de oferta de recursos alimentícios a aves e animais frugívoros, se a restauração ainda é recente, de forma que a maioria dos indivíduos plantados nem sequer chegou à idade reprodutiva;

- imparcialidade na avaliação, como já abordado anteriormente, dando margens a tendenciosidade e a falta de honestidade no processo de julgamento. Exemplificando: as áreas são altamente heterogêneas, havendo trechos que se desenvolvem bem e outros nem tanto. Assim, caso haja interesse em beneficiar um determinado projeto, basta tirar fotos apenas das áreas mais bem desenvolvidas, como se todo o restante estivesse da mesma forma.

Portanto, é praticamente impossível realizar-se uma avaliação segura de forma empírica sem que determinados parâmetros sejam medidos e, neles, baseada a conclusão do julgamento. Estes parâmetros são os chamados “indicadores de recuperação”.

Os indicadores de recuperação (ou indicadores de sustentabilidade ou indicadores ambientais) são, pois, parâmetros que permitem avaliar atributos de áreas ou processos, possibilitando monitorar tendências de mudanças ambientais (DAJOZ, 1973) ou diagnosticar causas de um problema ambiental (DALE; BEYELER, 2001).

Os indicadores podem estar relacionados com aspectos climáticos, edáficos, ecológicos, fenológicos, fisiológicos, etc., que, uma vez registrados e devidamente organizados ao longo do tempo, permitem estabelecer relações claras de causa/efeito entre a produção de fitomassa e os fatores físicos, químicos e bióticos do ambiente circundante. Permitem, ainda, acompanhar as diferentes formas de impacto que as plantações florestais causam sobre o

ambiente, tomando como referência o ecossistema natural primitivo e/ou preexistente (POGGIANI; STAPE; GONÇALVES, 1998).

Baker, Ferreira e Saile (1997) caracterizam como qualidades de um bom indicador a capacidade incorporar as informações disponíveis, ser simples, mas precisamente definido, padronizado, orientado ao manejo, objetivo, não ambíguo e disponível periodicamente. Markert, Breure e Zechmeister (2003) ainda acrescentam que um bioindicador deve ser sensível às alterações ambientais, de fácil amostragem, baixo custo e comparável.

Diversos parâmetros indicadores podem ser observados e utilizados como formas de monitoramento (LEWIS et al., 1995). Os critérios para seleção de indicadores relacionam-se principalmente com a sua utilidade em definir os processos do ecossistema. Para Doran e Parkin (1994), os indicadores devem seguir os critérios de: envolver processos ocorrentes no ecossistema; integrar propriedades e processos físicos, químicos e biológicos; ser acessível e aplicável no campo; ser sensível a variações de manejo e de clima e ser componente de banco de dados de solos, sempre que possível. Herrick, Schuman e Rango (2006) propõem que o monitoramento da composição vegetacional deve ser combinado com um ou mais indicadores de processos ecológicos, refletindo mudanças em três atributos fundamentais do ecossistema dos quais o sucesso da restauração depende, que são: estabilidade do solo e do sítio, função hidrológica e integridade biótica.

De acordo com Poggiani, Stape e Gonçalves (1998), os indicadores, quando bem escolhidos, podem ser utilizados para interpretar os fenômenos naturais e permitem estabelecer relações de causa-efeito e fazer previsões sobre o comportamento, a médio e a longo prazo, quanto à sustentabilidade do ecossistema. Os dados, devidamente armazenados e organizados, permitirão detectar pontos críticos de funcionamento do ecossistema florestal, estabelecer correlações entre diferentes eventos e levantar hipóteses para embasar novas



pesquisas, com o objetivo final de averiguar a validade dos indicadores escolhido.

### **3.1.1 Desenvolvimento das árvores plantadas**

Dentre as medidas que podem ser tomadas, o crescimento das árvores em altura, a sobrevivência e a evolução da área basal são indicadores que refletem o desempenho das espécies plantadas (POGGIANI; STAPE; GONÇALVES, 1998). Estas medidas indicarão a adaptabilidade das espécies em relação às características ambientais intrínsecas da área, além de inferirem sobre a qualidade das mudas, da época e do cuidado com o plantio (e.g. transporte as mudas, retirada dos recipientes, distribuição, etc.) (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998).

O ritmo de crescimento das espécies de grupos ecológicos diferentes pode ser utilizado como um indicativo de recuperação, uma vez que infere sobre o estágio de sucessão no qual se encontra a floresta. Por exemplo, Ferreira et al. (2007), avaliando o estabelecimento de plantios de recuperação de matas ciliares às margens do Rio Grande, em Minas Gerais, verificou que, em relação à dinâmica de crescimento das espécies plantadas, tanto em altura quanto em diâmetro, foi verificado aumento no ritmo de crescimento das espécies não pioneiras após 58 meses, enquanto a maioria das espécies pioneiras apresentou redução no crescimento. Estas avaliações foram consideradas bons indicadores de sustentabilidade, pois confirmam que o processo de sucessão secundária está ocorrendo normalmente, o que é fundamental para o estabelecimento da floresta.

### 3.3.2 Regeneração natural

É por meio da regeneração natural que as florestas apresentam capacidade de se regenerarem de distúrbios naturais ou antrópicos. Quando uma determinada área de floresta sofre distúrbios, como a abertura natural de uma clareira, o desmatamento ou um incêndio, ocorre a recolonização da área aberta por meio de uma série de estádios sucessionais, caracterizados por grupos de plantas que vão se substituindo ao longo do tempo, modificando as condições ecológicas locais até chegar a uma comunidade bem mais estável, sendo este processo definido como sucessão secundária (MARTINS, 2001).

A regeneração natural de florestas secundárias em terras tropicais degradadas é, frequentemente, um processo lento e incerto, dificultado por uma combinação de fatores, como os impactos causados pelo homem e suas atividades produtivas, incêndios recorrentes, persistência de gramíneas e espécies não-arbóreas dominantes, condições microclimáticas desfavoráveis, infertilidade do solo, exaustão do banco de sementes do solo e baixas taxas de entrada de sementes vindas de florestas ou fragmentos próximos (PARROTTA; KNOWLES; WUNDERLE JUNIOR, 1997).

Nesse contexto, o monitoramento das comunidades que se formam em áreas restauradas é uma atividade muito importante, devendo ser efetuado tanto para permitir a correção de eventuais problemas como para a criação de uma base de dados que permita avaliar e refinar as estratégias prescritas para a restauração de áreas degradadas (VIEIRA; GANDOLFI, 2006).

De acordo com Rodrigues e Gandolfi (1998), a diversidade da regeneração natural constitui o mais importante instrumento de avaliação e monitoramento de projetos de restauração, já que o sucesso destes projetos tem correlação estreita com a evolução da diversidade na área revegetada. Mesmo que um plantio seja realizado com uma baixa diversidade de espécies em áreas

com grandes remanescentes de formações naturais, estes poderão contribuir para o aumento da diversidade para a área revegetada, por meio da regeneração natural. Sendo assim, a regeneração natural pode ser considerada um indicador direto da evolução de um sistema implantado, rumo à pretendida diversidade e sustentabilidade (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004).

### **3.3.3 Banco de sementes**

A sobrevivência das florestas depende, em grande parte, da existência de um banco de sementes no solo, que é assegurado pela entrada de propágulos provenientes das chuvas de sementes por meio dos mecanismos de dispersão atuantes (HARPER, 1977; WHITMORE, 1983).

O banco de sementes caracteriza-se pelo estoque de sementes no solo, dormentes ou quiescentes, que têm potencial para germinar, ou pela quebra da dormência ou quando as condições ambientais forem adequadas com a indução à germinação pelas mudanças térmicas ou luminosas provocadas, principalmente, após a abertura de clareiras (BROKAW, 1985; GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995; WHITMORE, 1996). Sua composição é dada por espécies da composição atual da comunidade vegetal, espécies de etapas sucessionais anteriores e espécies alóctones (SORREANO, 2002), sendo composto, majoritariamente, por espécies pioneiras (MARTINS, 2001).

O banco de sementes do solo é um indicador do potencial de regeneração de uma floresta (MOURA; KAGEYAMA, 1996) e pode, ainda, diagnosticar o potencial de invasão da área por espécies ruderais. Um banco de sementes do solo rico em espécies de plantas daninhas ou ruderais sugere que, diante de um distúrbio natural ou antrópico, com abertura de clareiras, essas espécies poderão vir a colonizar a área e competir e inibir as espécies autóctones, afetando a sustentabilidade do ecossistema. Portanto, o banco de sementes de dada área, composto principalmente por ervas daninhas oriundas de

áreas antropizadas do entorno, evidencia uma possível fragilidade da vegetação arbustivo-arbórea presente na área degradada, caso ocorra alguma perturbação severa (MARTINS, 2001).

### **3.3.4 Fechamento do dossel**

Dentre os parâmetros estruturais dos reflorestamentos de restauração, merece especial destaque o fechamento do dossel, definido por Jennings, Brown e Sheil (1999), como a proporção do hemisfério celeste obscurecido pela vegetação, quando visto de um ponto abaixo do dossel. Estes autores afirmam que a estrutura do dossel controla a quantidade, a qualidade e a distribuição temporal e espacial da luz, fatores que, combinados, determinam a umidade do ar, a temperatura e as condições de umidade do solo, além de influenciar a precipitação e a movimentação do ar, em escala regional. A cobertura do dossel é um parâmetro importante que influencia inúmeros processos ecológico em comunidades florestais (COOK et al., 1995), destacando-se, entre eles, a produtividade primária líquida (O'BRIEN, 1989).

O rápido incremento da cobertura é importante nos processos de restauração, pois, além de influenciar os fatores anteriormente citados, a diminuição da luminosidade incidente no solo é importante para o controle da mato-competição (GUILHERME, 2006) que se apresenta como um dos maiores gargalos em áreas sujeitas à infestação por gramíneas exóticas, tais como braquiária e capim-gordura, entre outras. Ainda, o fechamento do dossel promove a interceptação das chuvas, reduzindo o impacto direto sobre o solo, desfavorecendo o surgimento de processos erosivos (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007).

Há relatos de que a cobertura/fechamento do dossel e a densidade do mesmo são as características mais importantes para proporcionar estabilização

do solo e estimular o recrutamento no sub-bosque (FISHER, 1995; JONES et al., 2004; MONTAGNINI; SANCHO, 1990; PARROTTA, 1992).

Devidos a estas características, estudos do dossel (e.g. cobertura do dossel e fechamento do dossel) são tidos como indicadores adequados para o monitoramento de reflorestamentos (MELO; DURIGAN, 2007; MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007; SUGANUMA, 2008).

### **3.3.5 Serrapilheira**

A serrapilheira compreende, principalmente, o material de origem vegetal (folhas, flores, ramos, cascas, frutos e sementes) e, em menor proporção, o de origem animal (restos de animais e fezes) depositado na superfície do solo de uma floresta. É um componente dinâmico, que gera entradas (deposição) e saídas (decomposição e mineralização), suprindo o solo com nutrientes e matéria orgânica (EWEL, 1976 citado por MARTINS, 2001).

Segundo Golley et al. (1978), o aporte contínuo de matéria orgânica é a mais significativa transferência de nutrientes à superfície do solo. Além dos nutrientes liberados pelo processo de mineralização, a decomposição da matéria orgânica gera substâncias húmicas que têm papel fundamental nas características físicas do solo, como redução da densidade aparente, aumento da porosidade, aumento da agregação pelos agentes cimentantes melhorando a estrutura do mesmo, aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) e aumento da retenção de água no solo (SILVA FILHO; SILVA, 2002).

A serrapilheira tem um papel estrutural importante, pois aumenta o volume de solo em condições de ser explorado pelas raízes. Exerce, ainda, importante função acumuladora de água. Funcionando como uma esponja, absorve água logo após a precipitação e libera-a lentamente, abastecendo as raízes das plantas e o próprio solo (LOPES, 2009).

Para atender à necessidade da reposição de vegetação nativa e da restauração de áreas, os estudos sobre a produção de serrapilheira em plantios de recomposição florestal podem ser fundamentais como indicadores do estágio de conservação e regeneração (MARTINS; RODRIGUES, 1999; MOREIRA; SILVA, 2004).

## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 Área de estudo**

A área de estudo está localizada no município de Igarapava, São Paulo, nas coordenadas 19° 59'37''S e 47°41'53''W, a 520 m de altitude. O experimento foi implantado às margens da Usina Hidrelétrica de Igarapava, formada pelo represamento do rio Grande. A área fora utilizada, por cerca de 30 anos, para cultivo de cana-de-açúcar. Com a formação do reservatório da usina hidrelétrica, a mesma foi destinada à implantação da mata ciliar para cumprimento da legislação como área de preservação permanente, e as áreas adjacentes continuam sendo ocupadas com a mesma cultura.

O clima é do tipo Aw, segundo classificação de Köppen, ou seja, tropical chuvoso com inverno seco. A temperatura média anual é de 23,3 °C, com máxima de 30,7 °C e mínima de 17,2 °C. A precipitação anual média é de 1.525,2 mm, sendo entre os meses de outubro e março o período de maior precipitação (CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA - CEPAGRI, 2010).

A vegetação natural da região é de Mata Atlântica e Cerrado (BRASIL, 1983; FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO - FAPESP, 2011). Especificamente a área abrangida pelo experimento era ocupada por Floresta Estacional Semidecídua.

O solo predominante na região é do tipo Latossolo Vermelho (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006).

## **4.2 Caracterização do experimento**

Componente do Projeto Mata Ciliar, desenvolvido pelo convênio CEMIG/UFLA/FAEPE, este experimento foi elaborado e implantado pelos professores da Universidade Federal de Lavras (UFLA) Soraya Alvarenga Botelho, Antônio Cláudio Davide e José Márcio Rocha Faria, com o auxílio dos técnicos e estudantes do Laboratório de Silvicultura do Departamento de Ciências Florestais da UFLA.

### **4.2.3 Descrição dos modelos e delineamento experimental**

Cinco modelos de implantação de matas ciliares foram testados, variando-se os fatores: espaçamento, arranjo e a proporção de grupos ecológicos.

Na proporção de grupos ecológicos, as espécies foram agrupadas em pioneiras e não pioneiras, como sugerido por Kageyama e Gandara (2004).

Os tratamentos foram: M1) espaçamento 3x2 m, arranjo em quincôncio com linhas de pioneiras intercaladas com linhas de não pioneiras, proporção de 50% pioneiras e 50% não pioneiras; M2) espaçamento 3x2 m; arranjo quincôncio com 100% de pioneiras; M3) espaçamento 3x2 m, arranjo regular com pioneiras e não pioneiras intercaladas em todas as linhas, proporção de 50% de pioneiras e 50% de não pioneiras; M4) espaçamento 3x3 m, arranjo regular, 100% pioneiras e M5) espaçamento 3x3 m, arranjo regular, cujas linhas pares continham somente espécies pioneiras e linhas ímpares com plantas intercaladas entre pioneiras e não pioneiras, 75% pioneiras e 25% não pioneiras.

O experimento foi implementado num delineamento em blocos ao acaso com 4 repetições, sendo cada parcela composta por 15 linhas de plantio com 8 plantas.

#### 4.2.4 Metodologia de implantação

O preparo do solo constituiu de aração, gradagem e sulcamento. Em dezembro de 1998 foi realizado o plantio em covas de 30x30x30 cm, feitas manualmente. A adubação utilizada foi de 150 g de NPK (04-14-08) por cova.

Durante três anos, fez-se o combate de gramíneas invasoras. Esta operação deu-se por meio de roçada mecanizada nas entrelinhas e capina química com uso de defensivo pós-emergente. Também foi efetuado o combate a formigas, nas mesmas épocas, por meio de termonebulização e iscas formicidas.

Foram utilizadas 13 espécies na composição do povoamento, sendo 7 não pioneiras e 6 pioneiras (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies utilizadas no teste de modelos de implantação de matas ciliares em Igarapava, SP.

<b>Nome científico</b>	<b>QMP</b>	<b>GE</b>
<i>Croton floribundus</i>	298	Pioneira
<i>Croton urucurana</i>	303	Pioneira
<i>Guazuma ulmifolia</i>	304	Pioneira
<i>Muntingia calabura</i>	289	Pioneira
<i>Schinus terebinthifolius</i>	316	Pioneira
<i>Trema micrantha</i>	313	Pioneira
<i>Cedrela fissilis</i>	77	Não pioneira
<i>Clitoria fairchildiana</i>	81	Não pioneira
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	88	Não pioneira
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	85	Não pioneira
<i>Morus nigra</i>	87	Não pioneira
<i>Myrsine umbellata</i>	77	Não pioneira
<i>Peltophorum dubium</i>	76	Não pioneira

QMP = quantidade de mudas plantadas; GE = grupo ecológico



### **4.3 Caracterização geral do povoamento**

Aos 145 meses (12 anos e 3 meses), foram procedidos os levantamentos dos estratos arbóreo, regenerante, banco de sementes, bem como coletas de solo para análise química e textural.

#### **4.3.1 Estrato arbóreo**

Fez-se o censo dos indivíduos arbóreos com circunferência maior ou igual a 15,7 cm, a 1,30 m do solo (CAP). Tomaram-se as medidas de CAP - posteriormente convertidas para diâmetro a 1,3 M do solo (DAP) - com uso de fita métrica e de altura por comparação com régua telescópica.

Assim, foram medidas tanto as árvores que foram plantadas como as que regeneraram naturalmente. Todos estes indivíduos foram plaqueteados e identificados ao nível de espécies, segundo o APG III (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG, 2009).

#### **4.3.2 Estrato regenerante - arvoretas**

Foram medidos os indivíduos com DAP entre 1 cm e 5 cm. Lançou-se mão de 40 unidades amostrais, com dimensões de 5x5 m, dispostas duas em cada repetição dos modelos. Obtiveram-se as identificações botânicas e os dados de altura e DAP, por meio de vara graduada e paquímetro, respectivamente. Adicionalmente, foram considerados os indivíduos provindos do plantio que se enquadraram neste critério de inclusão, mesmo estes se encontrando fora das unidades amostrais.

#### **4.3.3 Banco de sementes**

Foi coletado o conjunto solo-serrapilheira até a profundidade de 5 cm do solo, utilizando-se um quadro de metal com dimensões de 0,25x0,25 m, na

intensidade de duas coletas por parcela, distantes de 15 m entre si. As amostras coletadas em cada parcela foram colocadas em saco plástico devidamente rotulado e foram levadas ao Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da UFLA. O material obtido nas coletas em cada repetição dos tratamentos foi posto para germinar em bandejas plásticas de dimensões 44x27,6x7,6 cm, as quais foram mantidas dentro de casa de vegetação para evitar a contaminação com propágulos externos. Ainda, cinco bandejas com areia esterilizada foram deixadas como testemunha para a detecção de possível contaminação, assim totalizando 25 bandejas.

Na primeira semana da instalação, procedeu-se à irrigação diariamente. Ao longo do tempo, a frequência de irrigação modificou-se para a cada dois ou até três dias, dependendo da umidade acumulada no material.

Foram contadas e identificadas, ao nível de espécie, todas as plantas que emergiram do banco de sementes. As avaliações foram feitas quinzenalmente, até os 136 dias. As plântulas muito jovens e/ou que não apresentavam características que possibilitassem sua identificação foram marcadas e mantidas nas bandejas, até que fosse possível reconhecê-las.

#### **4.3.4 Análise do solo**

Foram coletadas 20 amostras compostas, na profundidade 0-20 cm. Cada amostra composta foi obtida pela homogeneização de três amostras simples retiradas em cada parcela. O material foi armazenado em sacos plásticos devidamente identificados e encaminhado ao Departamento de Ciências do Solo da UFLA, para análise de fertilidade, pH e matéria orgânica. O resultado da análise foi comparado com o obtido por Moreira (2002), na mesma área experimental.

#### **4.3.5 Processamento e análise dos dados**

Na caracterização dos estratos arbóreo e regenerante, foram calculados os parâmetros estruturais densidade, frequência, dominância (todas nas formas absoluta e relativa), área basal e o valor de importância (VI), e os índices de diversidade de Shannon-Weaver e equabilidade de Pielou.

As espécies dos levantamentos foram, ainda, classificadas quanto ao grupo sucessional (SWAINE; WHITMORE, 1988), seguindo as classificações encontradas na literatura. Nos casos em que foram encontradas contradições, optou-se por adotar a classificação utilizada em maior número de referências. No processamento dos dados foi utilizado o programa de planilhas eletrônicas Microsoft Office Excel 2010.

#### **5.4 Indicadores de recuperação**

Os seguintes indicadores foram escolhidos, devido à praticidade na obtenção de seus dados e por já serem descritos como bons indicadores na literatura (vide seção 2.3).

##### **5.4.1 Sobrevivência**

Os dados da sobrevivência foram obtidos por meio de oito avaliações das árvores plantadas, efetuadas pela equipe do Laboratório de Silvicultura do DCF/UFLA. Estas medições ocorreram aos 4, 12, 20, 28, 34, 48, 65 e 145 meses. As árvores que não mais estavam presentes na área ou as que se encontravam mortas foram anotadas como tal. Calculou-se a sobrevivências em relação à quantidade inicial do plantio.

#### **5.4.2 Densidade e área basal**

Para a análise da densidade ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) e área basal ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), foram utilizadas as informações das árvores plantadas mais as das árvores regeneradas naturalmente com mais do que 5 cm de DAP. As análises foram realizadas separando-se as plantas em árvores plantadas, regeneração natural e comunidade arbórea (ou seja, conjunto das árvores plantadas mais a regeneração natural).

Para o indicador densidade, procedeu-se à análise da densidade da regeneração e da comunidade arbórea. Já para a área basal, as análises foram feitas para as árvores plantadas e para a regeneração natural.

#### **5.4.3 Serrapilheira acumulada**

Aos 145 meses, foram coletadas quatro amostras de serrapilheira acumulada sobre o solo por parcela do tratamento, distantes 15 m entre si, em sentido perpendicular ao reservatório. Foi utilizado um molde de PVC de dimensões de 1x1 m, totalizando uma área amostral, por parcela, de 4m<sup>2</sup>.

Assim que coletadas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e encaminhadas ao Laboratório de Silvicultura da UFPA, onde foram secas em estufa, à temperatura de 70 °C, por, pelo menos, 72 horas.

Posteriormente, foram obtidas as medidas de peso seco em balança analítica com precisão de três casas decimais. Os valores obtidos foram convertidos para a unidade toneladas por hectare ( $\text{t.ha}^{-1}$ ).

#### **5.4.4 Fechamento do dossel**

Juntamente com a coleta da serrapilheira, foram obtidas fotografias de dossel com a utilização de câmera digital Nikon, modelo Coolpix P80. Para tal,

posicionou-se a lente da câmera paralelamente ao dossel à altura de 1 m do solo, com o auxílio de tripé nivelado. As imagens, com resolução de 3.648 x 2.736 pixels, foram obtidas sempre no modo automático, sendo registradas em dias de céu limpo, sob luz difusa, ou seja, na parte da manhã, entre 7h e 9h30 e, na parte da tarde, entre 16h e 17h30, sendo evitados horários de elevada incidência de radiação solar. Foram amostrados cinco pontos por parcela em sua parte central, distantes aproximadamente 7 m entre si.

No processamento das imagens, primeiramente utilizou-se o software Adobe Photoshop CS3, no qual as imagens foram tratadas da seguinte forma: *shaddow/highlights* foram ajustados para 0% e 100%, respectivamente e *brightness/contrast* foram ajustados para -100 e +100, respectivamente. Este tratamento foi alterado em algumas ocasiões, para que não houvesse distorções e a fotografia mantivesse o máximo de verossimilhança. Quando necessário, foram feitas correções de pequenos reflexos em galhos, troncos e folhas, que assumiram a coloração branca e que seriam considerados como parte do dossel aberto. Para tal, foi utilizada a ferramenta "laço", para fazer o contorno da região problemática e preenchê-la com preto. Posteriormente, a imagem foi convertida de RGB para escalas de cinza.

Em seguida, o processamento deu-se no software Sidelook 1.1.1, quando se procederam aos passos de referenciamento da imagem (30 cm = 1000 pixels) e conversão para preto e branco. Neste último, utilizou-se a ferramenta *Threshol*", na qual foi escolhido o canal *Gray* e feita a conversão pelo máximo *Edge value*. A próxima etapa foi a análise, na qual se obteve a contagem dos pixels pretos e dos pixels totais.

Assim, obteve-se o índice de fechamento do dossel (IFD), que é a razão entre a quantidade de pixels que representava a cobertura vegetal e o total de pixels da imagem, ou seja, percentual de fechamento do dossel em cada tratamento, como mostrado na equação seguinte:

$$IFD = \frac{PV}{PT} \times 100$$

em que IFD = índice de fechamento do dossel

PV = número de pixels ocupados pela vegetação

PT = número de pixels totais da imagem

#### 5.4.5 Análise dos dados

Os dados coletados foram submetidos à análise de variância e, quando detectada diferença significativa, procedeu-se à comparação das médias pelo teste de Scott-Knott. Em adição, foi procedida a análise de contrastes não ortogonais com o uso do teste de Scheffé. A definição dos contrastes deu-se com o agrupamento de tratamentos homogêneos, de forma a isolar os fatores que poderiam influenciar as médias, como mostrado na Tabela 2.

Tabela 2. Contrastes não ortogonais para análise estatística dos modelos.

Contraste	Especificação		
C1	Modelos 1 e 2	X	Modelos 3, 4 e 5
C2	Modelos 1,2 e 3	X	Modelos 4 e 5
C3	Modelos 1 e 3	X	Modelo 2 e 4
C4	Modelo 1	X	Modelo 2
C5	Modelo 1	X	Modelo 3
C6	Modelo 2	X	Modelo 4

Assim, os contrastes propostos compararam: C1- arranjos; C2- espaçamentos; C3- composição; C4- composição em mesmo espaçamento e arranjo; C5- arranjos em mesmo espaçamento e composição e C6- arranjos e espaçamentos diferentes na composição 100% pioneiras. As análises estatísticas se deram com a utilização dos softwares SISVAR (FERREIRA, 2008) e R 2.12.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Foram testadas as pressuposições estatísticas de normalidade e homocedasticidade, pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Para os casos em que essas pressuposições não foram atingidas, procedeu-se à transformação dos dados. Se, ainda assim, essas pressuposições não foram

alcançadas, utilizou-se o teste não-paramétrico de Friedman (SOKAL; ROHLF, 1995). Quando este foi significativo, utilizou-se o teste *post hoc*, de Wilcoxon-Nemenyi-McDonald-Thompson (HOLLANDER; WOLF, 1999), comparando-se os tratamentos dois a dois.

Para a sobrevivência, os dados foram processados como parcela subdividida no tempo, com as remediações (idades) como subparcelas. Foi utilizado o teste de Scott-Knott para os desdobramentos, tendo, no desdobramento dos modelos dentro das idades, sido utilizada variância complexa. Todos os testes foram procedidos com significância de 5%.

## **6 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **6.1 Caracterização geral do povoamento**

#### **6.1.1 Análise de solo**

A partir da análise textural do solo, este foi classificado como argiloso, apresentando, em média, 53,3% de argila, 26,90% de silte e 19,80% de areia.

A análise de solo, apresentada na Tabela 3, mostra que houve melhoria das características químicas do solo, desde 2002. A maioria dos parâmetros da análise se encontrou adequada (ALVAREZ-VENEGAS, 1999), com exceção do fósforo (P) cujo nível era considerado MUITO BAIXO, mas que, em 2011, elevou-se ao nível de BAIXO. Além do P, dois outros parâmetros mudaram de nível na interpretação da análise: CTC efetiva (t), de BOM para MUITO BOM e matéria orgânica, de MÉDIO para BOM.

O único resultado negativo obtido na comparação entre as análises realizadas aos 34 e aos 145 meses foi uma queda de 38% no valor do potássio (K), apesar de esse nutriente ainda manter-se com nível considerado BOM.

Jiao, Wen e An (2011) mostram que o estabelecimento e o desenvolvimento da sucessão vegetacional resulta em melhoria da fertilidade do solo. Estes autores estudaram as características do solo dos 5 aos 45 anos de recuperação e constataram, que, a partir de 20 anos, houve melhoria expressiva dos níveis de matéria orgânica ( $8 \text{ g.kg}^{-1}$  a  $13 \text{ g.kg}^{-1}$ ), nitrogênio ( $33 \text{ mg.kg}^{-1}$  a  $58 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), fósforo disponível ( $0,7 \text{ mg.kg}^{-1}$  a  $1,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e potássio ( $65 \text{ mg.kg}^{-1}$  a  $115 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) disponível.

Por outro lado, Ferreira et al. (2009), estudando uma área de mata ciliar em margem de reservatório em Itutinga, sul de Minas Gerais, constatou, após 12 anos meio da implantação, diminuição dos níveis de nutrientes e aumento do nível de alumínio, sendo que somente a matéria orgânica apresentou evolução favorável. Este autor discute que os níveis mais altos podem ter sido promovidos pelo efeito residual das adubações das antigas culturas na área anteriormente ao reflorestamento, assim como pela adubação no momento do mesmo.

Tabela 3. Comparação das análises de solo procedidas aos 34 e 145 meses após o plantio em um teste de modelos de implantação de mata ciliar em margem de reservatório.

Elementos	Unidade	Idade (meses)		Interpretação* aos 145 meses
		34	145	
pH em água		6,10	6,33	Acidez fraca
P (fósforo Mehlich I)	mg/dm <sup>3</sup>	4,00	5,51	Baixo
K (potássio Melich I)	mg/dm <sup>3</sup>	119,00	73,50	Bom
Ca (cálcio)	cmolc/dm <sup>3</sup>	6,10	8,99	Muito bom
Mg (magnésio)	cmolc/dm <sup>3</sup>	1,10	1,34	Bom
Al (alumínio)	cmolc/dm <sup>3</sup>	0,00	0,10	Muito baixo
H + Al (acidez potencial)	cmolc/dm <sup>3</sup>	2,60	3,41	Média
SB (soma de bases)	cmolc/dm <sup>3</sup>	7,50	10,50	Muito bom
t (CTC efetiva)	cmolc/dm <sup>3</sup>	7,50	10,60	Muito bom
T (CTC a pH 7,0)	cmolc/dm <sup>3</sup>	10,10	13,94	Bom
m (saturação por alumínio)	%	0,00	1,05	Muito baixo
V (saturação por bases)	%	74,30	74,32	Bom
Matéria orgânica	dag/kg	3,40	4,16	Bom

Interpretação segundo Alvarez-Venegas et al. (1999)



### 6.1.2 Estratos arbóreo e regenerante

Após 145 meses do plantio, no estrato arbóreo, foram encontrados 845 indivíduos ( $489 \text{ ind.ha}^{-1}$ ) pertencentes a 32 espécies, 29 gêneros e 22 famílias botânicas. No Anexo 1 encontram-se os resultados do levantamento fitossociológico deste estrato.

A riqueza de espécies encontra-se na faixa dos estudos feitos em áreas reflorestamentos ciliares da região. Ferreira (2009) apresenta levantamentos em 14 áreas, abrangendo idades de 8 a 17 anos da implantação do povoamento cujo número de espécies encontrado varia de 26 a 57. Reis (2008) encontrou riqueza entre 18 e 38 espécies, em 8 áreas, dos 8 aos 15 anos do plantio. Entretanto, a riqueza encontrada nestes trabalhos pode ser considerada aquém dos padrões naturais que apresentam, em média, 80 espécies, segundo 43 levantamentos revisados por Rodrigues e Nave (2004).

Diferentemente da riqueza, para a densidade, o valor encontrado também foi baixo, mesmo nos casos de reflorestamentos. Reis (2008) encontrou valores de densidade de 816 a  $1.169 \text{ ind.ha}^{-1}$  e Ferreira (2009), em torno de 650 a  $1.191 \text{ ind.ha}^{-1}$  nas áreas citadas anteriormente.

As espécies *Guazuma ulmifolia*, *Muntingia calabura* e *Schinus terebinthifolius* foram responsáveis, juntas, por 75% do número de indivíduos, cada uma contendo 221, 206 e 205 plantas, respectivamente. Isto, aliado ao número reduzido de espécies, fez com que fossem encontrados índices de Shannon de  $1,97 \text{ nats.ind}^{-1}$  e de equabilidade de Pielou de 0,58, ambos considerados baixos (FERREIRA, 2009; MORAIS et al., 2007; REIS, 2008), refletindo o efeito da dominância das três espécies citadas acima.

Vale ressaltar que *M. calabura* é uma espécie exótica e apresentou-se como dominante (Figura 1) em algumas áreas deste povoamento, principalmente nas repetições daqueles modelos em que foram utilizadas apenas espécies

pioneiras. Sua característica de invasora já foi ressaltada em estudos anteriores (FIGUEIREDO et al., 2008; FLEMING et al., 1985). O mesmo não ocorreu com *G. ulmifolia* e *S. terebinthifolius* que, apesar do número de indivíduos, encontram-se misturados ao restante da comunidade.

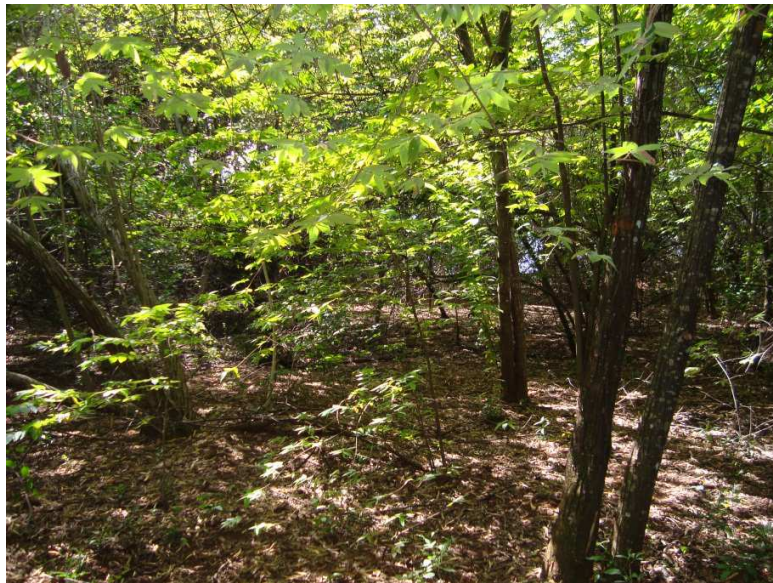


Figura 1. Parcela dominada por *Muntingia calabura*.

A altura e o diâmetro médios das árvores foram de 8,00 m (desvio padrão = 2,81 m) e 16,39 cm (desvio padrão = 10,63 cm), respectivamente. A área basal encontrada foi de 14,45 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, muito abaixo das médias encontradas para ecossistemas ciliares nativos no sudeste brasileiro que, em geral, são superiores a 20 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (BOTREL et al., 2002; FERREIRA, 2009; PEREIRA, 2003; SOUZA et al., 2003).

Reis (2008), estudando áreas de recomposição de mata ciliar em torno dos reservatórios de Volta Grande e de Igarapava, encontrou, em uma área com treze anos de idade, o valor de 14,63 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, similar ao encontrado neste trabalho. Esta área encontra-se, igualmente, em Igarapava, a 18 km, margeando

pelo mesmo lado o reservatório. Os outros sítios em idade semelhante, estudados por esta mesma autora, apresentaram valores entre 21,07 e 43,35 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.

Melo, Miranda e Durigan (2007) encontraram valor de área basal de 23,32 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, num reflorestamento de mata ciliar com 13 anos de idade, no Vale do Paranapanema, sudoeste de São Paulo e, na mesma região, 27 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em floresta ciliar madura.

As espécies de maior VI foram, nesta ordem, *G. ulmifolia*, *Clitoria fairchildiana*, *S. terebinthifolius*, *M. calabura* e *Peltophorum dubium*, sendo que todas as outras tiveram VI menor que 10 (lista de espécies e parâmetros estruturais no anexo 1). A posição de *C. fairchildiana* em segundo lugar em importância deve-se, principalmente, à sua área basal (5,12 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) somente superada por *G. ulmifolia* (5,52 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>). A maior parte dos indivíduos encontrados dessa espécie são indivíduos grandes (altura > 10 m e DAP > 25 cm) e, destes, somente 3 não eram provenientes do plantio, ou seja, regeneraram a partir da dispersão das árvores do plantio. Isso indica que, ao contrário de *M. calabura*, *C. fairchildiana* não possui características de invasora. O uso desta para reflorestamentos ambientais pode ser sugerido devido ao seu crescimento, formação de copa e permanência na área, protegendo o solo, depositando serrapilheira e proporcionando sombreamento.

No estrato regenerante, foram encontrados 157 indivíduos (3.140 ind.ha<sup>-1</sup>) distribuídos em 20 famílias, 22 gêneros e 23 espécies diferentes (ver Anexo 2). Estes números são considerados baixos em relação aos de outros estudos da regeneração natural em matas ciliares. Por exemplo, Oliveira e Felfili (2005), estudando florestas de galeria na região do distrito federal, encontraram valores de número de famílias de 51 e 104 espécies e, no que se refere à densidade, de 6.407 ind.ha<sup>-1</sup>.

Das 18 espécies compartilhadas entre os estratos arbóreo e regenerante (arvoretas), 10 são de árvores utilizadas no plantio, ou seja, 8 espécies se

regeneraram por meio da dispersão natural e conseguiram se estabelecer e se desenvolver na área até atingir o porte arbóreo. Estas espécies são: *Casearia commersoniana*, *Cecropia pachistachia*, *Landenbergia cuyabensis*, *Piper arboreum* e *Piper gaudichaudianum*, *Ramnidium elaeocarpus*, *Ricinus comunis* e *Zanthoxylon riendelianum*. Destas, *Ricinus comunis* é a única planta exótica e invasora.

Os índices de diversidade e de equabilidade encontrados foram, respectivamente, 2,37 nats.ind<sup>-1</sup> e 0,75, abaixo dos encontrados pelo autor anteriormente citados. Apesar de este estrato apresentar menos espécies que o anterior, estes índices foram maiores devido à dominância de três espécies no estrato arbóreo, o que não ocorreu nesta situação.

A espécie com maior número de indivíduos foi *Piper gaudichaudianum* (38), seguida por *Schinus terebinthifolius* (30), *Handroanthus impetiginosus* (28), *Muntingia calabura* (18) e *Peltophorum dubium* (12), das quais apenas *P. gaudichaudianum* não foi plantada. Todos os *H. impetiginosus* são remanescentes do plantio e, no caso do *P. dubium*, 4 regeneraram naturalmente. Dos indivíduos encontrados de *S. terebinthifolius* e *M. calabura*, 19 e 12 vêm da regeneração natural, respectivamente. Do total, 34% dos indivíduos medidos são plantas suprimidas provenientes do plantio. Essas espécies foram, igualmente, as de maior VI, uma vez que, para este componente, o diâmetro das plantas não influi tanto no índice, sendo a densidade o fator de maior peso.

Os baixos valores de diversidade dos parâmetros fitossociológicos deste povoamento, possivelmente, se dão devido à deficiência de fonte de propágulos e dispersores na área, uma vez que a paisagem encontra-se ocupada, quase que na totalidade, por áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Os poucos fragmentos existentes são esparsos e muito perturbados, e o fragmento mais próximo, de tamanho e estrutura consideráveis, está localizado do lado oposto do reservatório, a mais de 3 km. Esta paisagem é bem característica do sudeste

brasileiro, cuja degradação foi tão intensa que, em diversas áreas, não há regeneração ou banco de sementes de espécies arbóreo-arbustivas ou fragmentos florestais próximos que permitiriam uma dispersão efetiva (GANDOLFI; MARTINS; RODRIGUES, 2004).

Em paisagens extremamente fragmentadas, a regeneração fica sujeita a ser predominantemente representada por espécies utilizadas no plantio. A chegada de propágulos alóctones promovida por agentes abióticos (anemocoria, autocoria, hidrocoria) é dificultada pela distância dos fragmentos (HOLL, 1999; PARROTTA; KNOWLES; WUNDERLE JUNIOR, 1997). Além disso, a proximidade de centros urbanos e a presença de atividade produtiva, com trânsito frequente de máquinas e veículos, é um fator que pode estar inibindo a presença da fauna dispersora nestes locais.

Considerando os resultados destas análises, este povoamento, provavelmente, apresentará problemas futuros quanto à sua manutenção estrutural e funcional. Diagnosticada a deficiência da regeneração natural em densidade e diversidade, a área poderá ser dominada por espécies invasoras. Como medida corretiva, seria recomendado que se fizesse um plantio de enriquecimento sob o dossel ainda existente, de forma que esta situação seja evitada.

As evidências verificadas nas condições deste experimento mostram a necessidade de plantios de maior diversidade, principalmente em locais cuja matriz é formada por área de produção agrícola e deficiente em elementos de conectividade a fragmentos de vegetação nativa que apresentem integridade estrutural e funcional de forma a ceder propágulos para estas áreas reflorestadas.

Ressalta-se que este experimento foi implantado há doze anos, época em que as metodologias de implantação de matas ciliares ainda estavam em franco desenvolvimento. O número de espécies para reflorestamentos ambientais no

estado de São Paulo, atualmente, deve ser não inferior a 80 espécies (SÃO PAULO, 2006).

#### **6.1.4 Banco de sementes**

Das amostras de solo/serrapilheira retiradas da área experimental, germinaram 2.883 plantas ao longo de 136 dias, em 2,5 m<sup>2</sup> amostrados no solo. Estes indivíduos distribuíram-se em 35 espécies e 19 famílias. O número médio de indivíduos germinados por amostra foi de 152, com um elevado coeficiente de variação de 154,82% e valores máximo e mínimo, de germinação de 969 e de 13 indivíduos, respectivamente.

A espécie mais abundante foi a *Muntingia calabura*, com 2.500 indivíduos germinados, correspondendo a 86,71% do total. Esta espécie produz frutos em abundância durante todos os meses do ano e o fato de apresentar autocompatibilidade faz com que produza grandes quantidades de sementes, mesmo em áreas degradadas deficientes de agente dispersores (FIGUEIREDO et al., 2008; FLEMING et al., 1985). Por esta razão, o número de indivíduos arbóreos germinados (2.661) foi maior que o de herbáceas (222).

Foram identificadas sete espécies arbóreas enquanto o componente herbáceo apresentou 28 espécies, tendo seis delas não sido identificadas (lista no Anexo 3).

Araújo, Longhi e Barros (2004), estudando os processos de regeneração de uma floresta ripária no sul do Brasil, encontraram, no banco de sementes, 43 espécies com predominância de indivíduos de espécies herbáceas. Sorreano (2002), estudando áreas experimentais de implantação de matas ciliares em São Paulo, encontrou quantidade de espécies variando de 30 a 46, sendo de 5 a 14 o número de espécies arbóreas. Esta autora também encontrou predominância de espécies herbáceas.

Outros trabalhos também destacam a predominância de espécies herbáceas no banco de sementes (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GASPARINO et al., 2006; SOUZA et al., 2006; TRES et al., 2007). Se *M. calabura* fosse desconsiderada, as espécies herbáceas se apresentariam em maior número de indivíduos que as espécies arbóreas, em concordância com os estudos citados.

Das espécies arbóreas encontradas, apenas duas (*Solanum aculeatissimum* e *Solanum sp.*) não foram utilizadas na implantação do povoamento, fato que reforça o achado, nos levantamentos fitossociológicos, de que há deficiência em quantidade, riqueza e diversidade da regeneração natural.

Gandolfi, Martins e Rodrigues (2004) alertam que, apesar de a dispersão ser um processo que é efetivamente útil na restauração de uma área degradada, ela nem sempre ocorre em intensidade e diversidade esperadas. Sua falha, em alguns casos, pode ser associada a diferentes fatores, tal qual a baixa disponibilidade de diásporos na área em restauração ou em fragmentos presentes na vizinhança, a falta de dispersores, a presença de barreiras entre a fonte de propágulos e a área a recebê-los, o desequilíbrio entre sementes e predadores, etc.

Outro fato preocupante diagnosticado no banco de sementes é o de a maioria das herbáceas identificadas serem consideradas invasoras. Assim, durante o processo sucessional, a abertura de clareiras, devido à morte natural das árvores, em especial indivíduos de espécies pioneiras, aliada à ausência de um estrato arbóreo regenerante abundante e diverso para seu preenchimento, pode constituir uma oportunidade para a infestação por estas espécies invasoras, como já vem ocorrendo em algumas partes da área, como mostrado nas Figuras 2 e 3.



Figura 2. Área infestada por plantas invasoras.



Figura 3. Clareira dominada por *Brachiaria* sp.



## 6.2 Indicadores de recuperação

### 6.2.1 Sobrevivência

As fontes de variação “modelo” e “idade”, e a interação “idade x modelo” foram significativas (Tabela 4).

Tabela 4. Análise de variância da sobrevivência das árvores plantadas num teste de modelos de implantação de mata ciliar em oito idades de avaliação.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Bloco	3	108,70	36,23	0,201	0,8935 <sup>ns</sup>
Modelo	4	3309,12	827,28	4,596	0,0176*
Erro a	12	2160,10	180,01		
Idade	7	52990,99	7570,14	612,28	0,0000*
Idade x Modelo	28	1121,52	40,05	3,24	0,0000*
Erro b	105	1298,20	12,36		

ns= não significativo; \*= significativo, a 5% de probabilidade

Considerando a média geral dos modelos, a sobrevivência nas duas primeiras avaliações, ou seja, até os 12 primeiros meses, não apresentou diferença significativa, mantendo-se em torno de 80% (Tabela 5).

Dos 22 aos 34 meses, a sobrevivência teve queda significativa, comparada ao período anterior. Entretanto, não houve diferença entre as avaliações dentro deste período. Em cada uma das três avaliações subsequentes, a sobrevivência sofreu queda significativa. Este padrão manteve-se tanto para o povoamento no geral quanto separadamente por modelo. As sobrevivências e seus respectivos desvios padrões por tratamento, em cada idade de avaliação, podem ser visualizados no Gráfico 1.

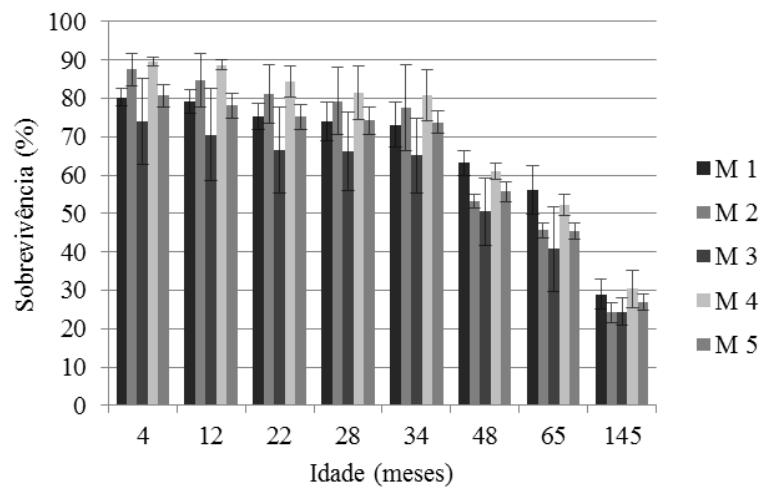


Gráfico 1. Sobrevivência das plantas nos diferentes modelos, nas idades de avaliação. M = modelo

Todos os modelos, inclusive a média geral, apresentaram maior queda da sobrevivência nos primeiros anos, com diminuição decrescente da mesma ao longo do tempo. Para os modelos M2, M3, M4 e M5, esta tendência foi representada por uma curva exponencial negativa (Gráfico 2). O modelo M1 diferenciou-se com o melhor ajuste dado por uma reta com o coeficiente angular negativo indicando a diminuição da sobrevivência à taxa constante.

Tabela 5. Médias dos desdobramentos da sobrevivência das árvores plantadas nas idades avaliadas e vice-versa e os respectivos resultados do teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Idade (meses)	Modelos												
	M1		M2		M3		M4		M5		Média		
4	80,21	A b	87,47	A a	73,89	A b	89,59	A a	80,66	A b	82,36	A	
12	79,16	A b	84,74	A a	70,55	A b	88,76	A a	78,13	A b	80,27	A	
22	75,21	B b	80,98	B a	66,58	B c	84,38	B a	75,18	B b	76,47	B	
28	73,96	B a	79,31	B a	66,16	B b	81,47	B a	74,13	B a	75,00	B	
34	73,12	B a	77,63	B a	65,12	B b	80,84	B a	73,72	B a	74,09	B	
48	63,12	C a	53,23	C b	50,51	C b	61,05	C a	55,66	C b	56,72	C	
65	56,25	D a	45,71	D b	40,70	D b	52,31	D a	45,37	D b	49,07	D	
145	28,96	E a	24,21	E a	24,42	E a	30,43	E a	26,88	E a	26,98	E	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula (coluna) e minúscula (linha) não diferem entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Até a terceira avaliação (22 meses), os modelos com composição 100% de pioneiras apresentaram sobrevivência maior, comparados àqueles em que foram utilizadas parte de espécies não pioneiras. Aos 28 e 34 meses, os modelos se igualaram, com exceção do M3, que apresentou menor média. Aos 48 e 65 meses, foi possível separar os modelos em dois grupos, M1 e M4, com as maiores sobrevivências e M2, M3 e M5, com as menores, sendo que, dentro destes grupos, não houve diferença significativa. Aos 145 meses, não foi detectada diferença na sobrevivência entre os tratamentos.

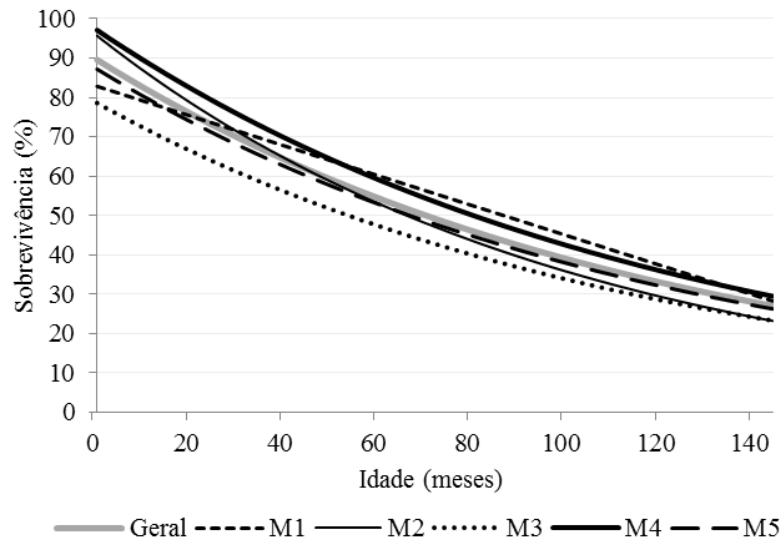


Gráfico 2. Linhas de tendência da sobrevivência dos tratamentos ao longo do tempo. M = modelo. Equações ajustadas: M1)  $S=83,20809-0,37894*Id$ ;  $R^2 = 0,9354$ ;  $Sy_x=4,246$ ; M2)  $S = 96,621518e^{-0,009836xId}$ ,  $Sy_x=8,025$ ; M3)  $S=79,248092e^{-0,008445xId}$ ,  $Sy_x=7,602$ ; M4)  $S = 97,909531e^{-0,008279xId}$ ,  $Sy_x= 5,992$ ; M5)  $S = 87,919543e^{-0,008335xId}$ ,  $Sy_x= 5,103$ ; Geral)  $S = 90,31539e^{-0,00832xId}$ ,  $Sy_x = 5,825$ ; em que S= sobrevivência em porcentagem, Id= idade em meses,  $R^2$ = coeficiente de determinação,  $Sy_x$ = erro padrão residual do ajuste.

Pela análise de contrastes, encontrou-se diferença significativa (Tabela 6) até o 22º mês para o contraste C3, quando foram comparados os modelos 100% pioneiros contra os 50% pioneiros - 50% não pioneiros, tendo os modelos

com 100 pioneiras apresentado maior sobrevivência. Nas avaliações subsequentes, apenas o contraste C5, aos 48 e 65 meses, foi significativo, com maior sobrevivência dos arranjos em quincênio.

Tabela 5. P-valores dos contrastes não ortogonais para comparação da sobrevivência das árvores plantadas em diferentes modelos de implantação de mata ciliar, em oito idades de avaliação.

Contr.	Idades (meses)							
	4	12	22	28	34	48	65	145
C1	0,84 <sup>ns</sup>	0,86 <sup>ns</sup>	0,92 <sup>ns</sup>	0,94 <sup>ns</sup>	0,97 <sup>ns</sup>	0,77 <sup>ns</sup>	0,43 <sup>ns</sup>	0,99 <sup>ns</sup>
C2	0,35 <sup>ns</sup>	0,39 <sup>ns</sup>	0,49 <sup>ns</sup>	0,72 <sup>ns</sup>	0,65 <sup>ns</sup>	0,70 <sup>ns</sup>	0,98 <sup>ns</sup>	0,42 <sup>ns</sup>
C3	0,00*	0,01*	0,04*	0,13 <sup>ns</sup>	0,18 <sup>ns</sup>	1,00 <sup>ns</sup>	1,00 <sup>ns</sup>	0,99 <sup>ns</sup>
C4	0,34 <sup>ns</sup>	0,72 <sup>ns</sup>	0,80 <sup>ns</sup>	0,88 <sup>ns</sup>	0,94 <sup>ns</sup>	0,06 <sup>ns</sup>	0,15 <sup>ns</sup>	0,33 <sup>ns</sup>
C5	0,46 <sup>ns</sup>	0,34 <sup>ns</sup>	0,49 <sup>ns</sup>	0,66 <sup>ns</sup>	0,67 <sup>ns</sup>	0,01*	0,02*	0,37 <sup>ns</sup>
C6	0,97 <sup>ns</sup>	0,89 <sup>ns</sup>	0,96 <sup>ns</sup>	0,99 <sup>ns</sup>	0,98 <sup>ns</sup>	0,17 <sup>ns</sup>	0,55 <sup>ns</sup>	0,13 <sup>ns</sup>

Contr.= contrastes; ns= não significativo; \*= significativo, a 5% de probabilidade

A composição de grupos ecológicos foi o fator que mais influenciou neste indicador. Isto ocorreu devido à baixa sobrevivência inicial das espécies não pioneiras, possivelmente, frente às características do ambiente de pleno sol, como alta luminosidade e baixa umidade do solo, entre outras, que podem vir a formar condições desfavoráveis para espécies de grupos sucessionais mais avançados. Principalmente a partir dos 34 meses, as pioneiras (com exceção das espécies *G. ulmifolia* e *S. terebinthifolius*) apresentaram taxa de mortalidade mais acentuada (Gráfico 3).

Breugel et al. (2011) encontraram, após dois anos de idade, que a sobrevivência das espécies de rápido crescimento foi maior e menos variável que a das espécies de crescimento lento. Barbosa et al. (2003) identificaram que áreas com plantio de poucas espécies, principalmente pioneiras de ciclo curto, tiveram problemas com a mortalidade expressiva destas entre 8 e 10 anos.

Assim, a utilização de espécies de grupos sucessionais iniciais em consórcio com grupos mais avançados é altamente recomendável. Espécies iniciais se desenvolvem rapidamente, garantindo proteção ao solo nos primeiros anos da implantação e contribuindo para a criação de um microclima favorável ao desenvolvimento das espécies secundárias, a atração da fauna e o estabelecimento da regeneração natural.

Entretanto, devido à característica de ciclo de vida curto, intrínseca a esse grupo sucessional, estas espécies tendem a entrar em senescência num período relativamente curto (10-20 anos) (BARBOSA et al., 2003), o que é mais preocupante no caso de locais com regeneração deficiente. Por outro lado, as espécies de estágios sucessionais avançados, em geral, tendem a apresentar alta mortalidade inicial, mas isso, ao longo do tempo, é compensado pelo fato de que as plantas que se estabeleceram tendem a apresentar menores taxas de mortalidade ao longo do tempo, permanecendo no sistema no longo prazo, garantindo a estrutura do povoamento, juntamente com a regeneração natural.

## **6.2.2 Densidade e área basal**

### **6.2.2.1 Densidade da regeneração natural**

A densidade da regeneração natural apresentou média de 146,99 indivíduos por hectare, com um alto valor de desvio padrão de 48,07%. Foi identificada diferença significativa na análise de variância (Tabela 10). No entanto, o teste Scott-Knott não foi capaz de diferenciar as médias, a 5% de probabilidade. Optou-se, então, por fazer o teste Tukey com a mesma significância, de forma a checar esta diferença (Tabela 11).

Tabela 6. Análise de variância da densidade de regeneração arbórea, num teste de modelos de implantação de mata ciliar, a 5% de probabilidade.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Bloco	3	5292,26	1764,08	0,353	0,7876 <sup>ns</sup>
Modelo	4	73764,91	18441,22	3,694	0,0349*
Erro	12	59913,12	4992,76		
Total	19	138970,30			

<sup>ns</sup>= não significativo; \*=significativo

Tabela 7. Médias da densidade da regeneração natural (DRN) por tratamento e resultado do teste Tukey, a 5% de probabilidade.

Modelos	DRN (ind.ha <sup>-1</sup> )
M1	65,97 A
M3	100,69 AB
M5	145,83 AB
M2	184,02 AB
M4	238,42 B

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si.

A partir da análise feita pelo teste de Tukey, pôde-se distinguir claramente uma diferença entre os modelos M1 e M4. Estes modelos representam dois extremos da variação dos fatores experimentais - no primeiro, foram utilizados composição 50 pioneiras-50% não pioneiras, espaçamento 3x2 m e arranjo em quincôncio e, no outro, composição 100% pioneiras, espaçamento 3x3 m e arranjo regular. Observando-se o ranking das médias, apesar de os três tratamentos centrais não diferirem entre si nem em relação aos anteriormente citados, pode-se perceber uma tendência de aumento na densidade da regeneração natural com o aumento da proporção de espécies pioneiras.

Dessa forma, a composição de grupos ecológicos pode ser considerada o fator que mais influenciou a regeneração natural. Esta afirmativa pode ser confirmada pela análise de contraste, uma vez que o C3 foi o único contraste que se mostrou significativo (Tabela 12).

Tabela 8. Contrastes não ortogonais para a comparação da densidade da regeneração natural (DRA), nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar.

N	Contrastes		DRA (ind.ha <sup>-1</sup> )		p-valor
C1	M1 e M2	vs. M3, M4 e M5	142,36	vs. 150,06	0,85 <sup>ns</sup>
C2	M1, M2 e M3	vs. M4 e M5	116,88	vs. 192,13	0,30 <sup>ns</sup>
C3	M1 e M3	vs. M2 e M4	83,31	vs. 211,22	0,04*
C4	M1	vs. M2	184,02	vs. 65,92	0,29 <sup>ns</sup>
C5	M1	vs. M3	184,02	vs. 145,83	0,97 <sup>ns</sup>
C6	2	vs. 4	65,92	vs. 100,69	0,87 <sup>ns</sup>

<sup>ns</sup>= não significativo; \*=significativo

A densidade da regeneração natural é um indicador que pode ser interpretado de formas diferentes. Por exemplo, nos primeiros anos de implantação de um reflorestamento ambiental, o número de indivíduos arbóreo-arbustivos regenerados por si só é um bom indicador, uma vez que infere sobre a potencial proteção do solo, além de apresentar-se como atrativo e abrigo para a fauna dispersora de propágulos.

Contudo, com o passar do tempo, não somente a quantidade em si é importante, mas o conjunto de espécies que está regenerando. Fatores como número de espécies, grupo ecológico, grupo funcional e guilda de dispersão, entre outros, são importantes na determinação do estágio sucessional no qual se encontra o povoamento (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION - SER, 2004). Assim, espera-se que, numa idade mais avançada, a floresta implantada apresente maior riqueza e diversidade na regeneração e com predominância de espécies de estágios sucessionais tardios, não mais de pioneiras. Por exemplo, Oliveira-Filho et al. (2004), estudando áreas de florestas secundárias exploradas no sudeste do Brasil, constataram que as áreas em estágios iniciais apresentaram maior densidade de plantas e maior quantidade de



indivíduos de espécies exigentes de luz que as áreas em estágio de sucessão mais avançado, entretanto, as áreas não diferiram em área basal e volume de madeira.

Seguindo este raciocínio, a regeneração mais abundante nos modelos com 100% de pioneiras não deve ser interpretada como um indicador positivo, dado que a regeneração foi predominantemente de espécies pioneiras. Dos 267 regenerantes arbóreos em todo o experimento, pelo menos 235 pertencem a espécies do grupo das pioneiras: 11 espécies classificadas como pioneiras, 10 como clímax exigente de luz, 3 como clímax tolerante à sombra e 2 sem caracterização de grupo ecológico. As três espécies que mais regeneraram foram *Muntingia calabura* (n=167), *Piper gaudichaudianun* (n=27) e *Cecropia pachistachia* (n=16).

Possivelmente, estas áreas apresentam características iniciais, na escala da sucessão ecológica, que ainda estariam proporcionando condições favoráveis à colonização por pioneiras, fato que pode ter-se dado pela mortalidade e senescência, ao longo do tempo, das árvores pioneiras plantadas e ausência de estrato regenerante composto por espécies de sucessão tardia.

Parrotta, Knowles e Wunderle Junior (1997) alertam que, apesar do rápido crescimento e cobertura do solo, a mortalidade das plantas em um povoamento dominado por pioneiras, dado o seu ciclo de vida curto, acarretaria a reabertura precoce da área, dando chance para o restabelecimento de plantas invasoras e aumentaria a chance de incêndios. Rodrigues et al. (2009) dão exemplo de uma área de sete anos de idade, na qual foram utilizadas apenas espécies pioneiras, sendo diagnosticada invasão por plantas daninhas e escassez da regeneração natural após a senescência das árvores plantadas.

A manutenção da dominância de espécies pioneiras é preocupante para a autossustentabilidade da área reflorestada, principalmente em casos como o deste trabalho, no qual se identificou falha nos processos de sucessão, devido à

deficiência em regeneração natural, ainda mais em termos de espécies de grupos sucessionais tardios.

### 6.2.2.2 Densidade da comunidade arbórea (árvores plantadas + regeneração natural)

Foi encontrada densidade média de 489,15 indivíduos por hectare, com coeficiente de variação de 22,03%. Embora os tratamentos não tendo se diferenciado estatisticamente (Tabela 7), os modelos com 100% de pioneiras apresentaram tendência (Tabela 8) a ter maior densidade com, pelo menos, 100 indivíduos por hectare a mais que os demais. Também não foi encontrada diferença entre os contrastes propostos (Tabela 9).

Tabela 9. Análise de variância da densidade de árvores num teste de modelos de implantação de mata ciliar, a 5% de probabilidade.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Bloco	3	15448,42	5149,47	0,442	0,727 <sup>ns</sup>
Modelo	4	82791,2	20697,80	1,778	0,198 <sup>ns</sup>
Erro	12	139698,7	11641,55		
Total	19	237938,3			

<sup>ns</sup> = não significativo

Tabela 10. Médias da densidade da comunidade arbórea (DCA) por tratamento e resultado do teste Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Modelos	DCA (ind.ha <sup>-1</sup> )
M5	423,61 A
M1	427,08 A
M3	465,27 A
M4	565,97 A
M2	567,13 A

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 11. Contrastes não ortogonais para comparação da densidade da comunidade arbórea (DCA) nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar.

N	Contrastes		DCA (ind.ha <sup>-1</sup> )		p-valor
C1	M1 e M2	vs. M3, M4 e M5	498,84	vs. 481,87	1,000 <sup>ns</sup>
C2	M1, M2 e M3	vs. M4 e M5	520,06	vs. 441,55	1,000 <sup>ns</sup>
C3	M1 e M3	vs. M2 e M4	561,34	vs. 429,40	0,344 <sup>ns</sup>
C4	M1	vs. M2	437,50	vs. 562,50	0,531 <sup>ns</sup>
C5	M1	vs. M3	437,50	vs. 461,81	0,992 <sup>ns</sup>
C6	M2	vs. M4	562,50	vs. 560,19	1,000 <sup>ns</sup>

<sup>ns</sup>= não significativo, a 5% de probabilidade

A diferença encontrada para a regeneração natural não foi capaz de se manifestar na comunidade como um todo, devido à grande variabilidade desta variável e devido ao fato de a quantidade de árvores regeneradas naturalmente ser consideravelmente inferior ao número de árvores remanescente do plantio, correspondendo, em média, a 28% da comunidade arbórea.

### 6.2.2.3 Área basal das árvores plantadas

Com relação à área basal, foi encontrada uma média das plantas remanescentes do plantio de 13,88 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, com um coeficiente de variação de 19,85%.

Houve diferença significativa entre os modelos (Tabela 13), com as maiores médias de área basal encontradas nos modelos M1 e M3, seguidas pelo modelo M5 e, por último, os modelos M2 e M4 (Tabela 14), ou seja, os modelos com mesma composição de grupos ecológicos foram iguais entre si, estatisticamente. Os contrastes C3 e C4 foram os únicos significativos (Tabelas 15).

A partir destas análises, o fator que mais se mostra influir a área basal é, novamente, a composição de grupos ecológicos, com maiores valores quanto maior a proporção de indivíduos de espécies não pioneiras utilizados no plantio.

Tabela 12. Análise de variância da área basal das árvores plantadas num teste de modelos de implantação de mata ciliar, a 5% de probabilidade.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Bloco	3	36,1061	12,0354	1,5840	0,2447 <sup>ns</sup>
Modelo	4	362,2184	90,5546	11,9190	0,0004*
Erro	12	91,1680	7,5973		
Total	19	489,4926			

<sup>ns</sup>= não significativo; \*=significativo

Tabela 13. Médias da área basal das árvores plantadas (ABAP) por tratamento e resultado do teste Scott-knott, a 5% de probabilidade.

Tratamentos	ABAP (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )
M2	8,9305 A
M4	9,4093 A
M5	13,7606 B
M3	18,3216 C
M1	19,0150 C

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 14. Contrastes não ortogonais para comparação da área basal das árvores plantadas (ABAP) nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar.

N	Contrastes	ABAP(m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	p-valor
C1	M1 e M2 vs. M3,M4 e M5	13,63 vs. 14,06	1,000 <sup>ns</sup>
C2	M1,M2 e M3 vs. M4 e M5	13,67 vs. 14,21	0,116 <sup>ns</sup>
C3	M1 e M3 vs. M2 e M4	18,67 vs. 9,17	0,000*
C4	M1 vs. M2	18,32 vs. 8,93	0,005*
C5	M1 vs. M3	18,32 vs. 13,76	0,998 <sup>ns</sup>
C6	M2 vs. M4	8,93 vs. 9,41	0,999 <sup>ns</sup>

ns= não siginificativo; \*= significativo, a 5% de probabilidade

Ressalta-se que a área basal dos modelos em que foram utilizadas espécies não pioneiras tiveram sua área basal muito influenciada pela espécie *Clitoria fairchildiana*, que apresentou a maior área basal média (0,1322m<sup>2</sup>), entre todas as espécies. A título de comparação, as duas espécies que tiveram

maior área basal das árvores plantadas foram a *Guazuma ulmifolia* e *C. fairchildiana*, com valores de 9,44 m<sup>2</sup> e 8,59m<sup>2</sup>, respectivamente, tendo *G. ulmifolia* apresentado 216 indivíduos e *C. fairchildiana*, apenas 65. Além de *C. fairchildiana*, outras duas espécies não pioneiras, *Enterolobium contortisiliquum* e *Peltophorum dubium*, encontram-se entre as árvores de maior diâmetro médio com, respectivamente, 22,38 cm e 16,53 cm, o que colaborou para o incremento em área basal dos modelos em que foram plantadas.

#### **6.2.3.4 Área basal da regeneração natural**

Para as árvores regeneradas naturalmente, foi encontrada uma área basal média de 1,23 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, apresentando um alto coeficiente de variação, assim como para a densidade da regeneração, com 74,96%. Para este grupo, lançou-se mão do teste não-paramétrico, devido a não obediência da pressuposição da normalidade ( $W = 0,8958$ , p-valor = 0,0344; no teste de Shapiro-Wilk).

Pelo teste de Friedman, não foi encontrada diferença significativa entre os tratamentos (qui-quadrado=6,8; p-valor=0,0851). Esta análise, conjunta com a densidade da regeneração, mostra que, apesar de a regeneração apresentar maior número nos modelos de composição 100% pioneiras, a dimensão dos indivíduos regenerantes nos outros modelos anulou o efeito da densidade. Entretanto, são feitas ressalvas devido ao alto valor do coeficiente de variação tanto da densidade quanto para a área basal da regeneração.

#### **6.2.4 Serrapilheira acumulada**

Foi encontrada média geral de 9,88 t.ha<sup>-1</sup> de matéria seca de serrapilheira acumulada sobre o solo, com um coeficiente de variação de 32,33%.

Para esta variável, não se atingiram as pressuposições exigidas pelo modelo de análise de variância, com p-valores para os testes de Shapiro-Wilk e

Bartlett de 0,0058 ( $W= 0,7883$ ) e 0,0262 ( $K^2=11,02$ ), respectivamente. Foram, ainda, testadas as transformações  $\sqrt{x}$  e  $\ln(x)$ , que não apresentaram efeito, procedendo-se, então, à análise não paramétrica.

O teste de Friedman foi significativo ( $\chi^2= 11,40$  ;  $p=0,0224$ ) e as avaliações *post hoc*, muito embora não significativas (tabela 19), indicaram que a significância do teste de Friedman se deve, principalmente, às comparações M3 vs. M4 ( $p=0,0652$ ) e M3 vs. M2 ( $p=0,0761$ ), devido à proximidade com o nível de significância.

Tabela 15. Teste de Wilcoxon-Nemenyi-McDonald-Thompson, a 5% de probabilidade, para a massa seca de serrapilheira acumulada sobre o solo, em diferentes modelos de implantação de matas ciliares.

Pares comparados			MSSAS			p-valor
M1	vs.	M2	11,11	vs.	6,88	0,311 <sup>ns</sup>
M1	vs.	M3	11,11	vs.	15,69	0,965 <sup>ns</sup>
M1	vs.	M4	11,11	vs.	6,79	0,280 <sup>ns</sup>
M1	vs.	M5	11,11	vs.	8,94	0,965 <sup>ns</sup>
M2	vs.	M3	6,88	vs.	15,69	<u>0,076</u> <sup>ns</sup>
M2	vs.	M4	6,88	vs.	6,79	0,999 <sup>ns</sup>
M2	vs.	M5	6,88	vs.	8,94	0,719 <sup>ns</sup>
M3	vs.	M4	15,69	vs.	6,79	<u>0,065</u> <sup>ns</sup>
M3	vs.	M5	15,69	vs.	8,94	0,682 <sup>ns</sup>
M4	vs.	M5	6,79	vs.	8,94	0,682 <sup>ns</sup>

ns= não significativo; os p-valores próximos a 0,05 foram sublinhados, destacando sua proximidade ao limite da significância.

Apesar de não atingidas as pressuposições, optou-se por ainda se utilizar a análise de variância e a análise de contrastes para se vasculhar os efeitos dos fatores em questão na produção da serrapilheira.

Dessa forma, foi detectada diferença significativa entre os tratamentos ( $P=0,0104$ ). O modelo M3 foi apresentou o maior valor de acúmulo de

serrapilheira, não tendo nenhum dos outros sido diferentes entre si, como mostrado na Tabela 20.

Tabela 16. Médias da massa seca de serrapilheira acumulada sobre o solo (MSSAS), em diferentes modelos de implantação de mata ciliar e seus respectivos resultados do teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Modelo	MSSAS (t.ha <sup>-1</sup> )
M4	6,79 A
M2	6,88 A
M5	8,94 A
M1	11,11 A
M3	15,69 B

Médias seguidas por letras diferentes diferente estatisticamente entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Em relação aos contrastes testados, somente o contraste C3 foi significativo (Tabela 21). Assim, tem-se que a composição de grupos ecológicos foi o fator que mais influenciou na produção de serrapilheira, com a proporção 50 pioneiras-50% não pioneiras acumulando as maiores quantidades. As médias dos tratamentos mostram uma tendência de os modelos em que se utilizaram apenas espécies pioneiras - ou maior proporção delas, caso do M5 - apresentarem as menores médias.

Tabela 17. Contrastes não ortogonais para comparação da massa seca da serrapilheira acumulada sobre o solo (MSSAS), nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar.

N	Contrastes		MSSAS (kg.ha <sup>-1</sup> )		P
C1	M1 e M2	vs.	M3, M4 e M5	9,00 vs. 10,47	0,89 <sup>ns</sup>
C2	M1,M2 e M3	vs.	M4 e M5	11,23 vs. 7,87	0,31 <sup>ns</sup>
C3	M1 e M3	vs.	M2 e M4	13,40 vs. 6,84	0,02*
C4	M1	vs.	M2	11,11 vs. 6,88	0,50 <sup>ns</sup>
C5	M1	vs.	M3	11,11 vs. 15,69	0,43 <sup>ns</sup>
C6	M2	vs.	M4	6,88 vs. 6,79	1,00 <sup>ns</sup>

ns= não significativo; \*= significativo a 5% de probabilidade

Vitousek (1984) destaca que a quantidade de serrapilheira em florestas topicais é muito variável. Este autor revisou 102 trabalhos em plantios e

florestas naturais na região tropical e apresentam valores entre 5,2 t.ha<sup>-1</sup>, numa floresta de galeria na Costa do Marfim e 12,0 t.ha<sup>-1</sup> para uma floresta sazonal sempre verde na Colômbia. Patricia e Morellato (1992) encontraram valores de serrapilheira acumulada sobre o solo entre 5,5 e 8,6 t.ha<sup>-1</sup>, para Florestas Semidecíduais no sudeste do Brasil.

Reis (2008) encontrou médias de serrapilheira acumulada sobre o solo de 3,86 a 13,46 t.ha<sup>-1</sup> para áreas de diferentes idades de recomposição de mata ciliar em margem de reservatório no Triângulo Mineiro e em Igarapava, SP. As áreas com idade similar à da estudada, 12 e 13 anos, apresentaram 8,01 e 8,35 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Vital et al. (2004) encontraram acúmulo médio de 6,2 t.ha<sup>-1</sup> numa floresta ciliar nativa em Botucatu, SP.

Assim, as quantidades de serrapilheira aqui encontradas estão de acordo com as de outros trabalhos, atentando para o fato de a produção da serrapilheira ser dependente das características regionais, como temperatura, precipitação e, mesmo, pela época do ano em que foi feita a coleta e, ainda, pelos modelos de implantação e espécies utilizados nos casos de reflorestamentos.

Machado, Piña-Rodrigues e Pereira (2008) observaram que, independente do número de mudas ou espaçamento, a composição de espécies pode ter sido o fator que mais influenciou a quantidade de serrapilheira aportada. Por outro lado, Scherer-Lorenzen e Bonilla (2007), estudando a influência da diversidade de espécies na produção serrapilheira, não encontraram relação direta entre estes dois atributos. Entretanto, encontrou-se correlação positiva entre a produção de serrapilheira e a área basal padronizada das nove árvores em torno dos coletores que foram utilizados. Nos estudos de Nunes e Pinto (2007) e Schittler, Marinis e César (1993), discutiu-se a influência dos indivíduos de maior porte na produção de serrapilheira, com resultados de maior deposição para áreas em que havia indivíduos maiores. Estes autores alegam que indivíduos maiores têm maior produtividade primária e maior copa, fazendo que



produzam mais serrapilheira. Como já visto, os modelos com a proporção 50 pioneiras-50% não pioneiras tenderam a apresentar as menores densidades de plantio e estatisticamente se diferenciam por sua maior área basal, o que corrobora com os resultados encontrados por esses autores.

O fato de o modelo M3 (3x2m, 50%P-50%NP, regular) apresentar maiores quantidades de serrapilheira corrobora os resultados dos autores citados acima. De fato, se não a diversidade de espécies, a composição de grupos ecológicos parece ter influência na deposição de serrapilheira, uma vez que o modelo com espaçamento 3x2 m e 100% de pioneiras (M1) não diferiu estatisticamente daquele em que foi utilizado o espaçamento 3x2 m, assim como sem efeito para o arranjo.

Sabendo-se que a serrapilheira caracteriza-se como a principal via de retorno de nutrientes ao solo em ecossistemas florestais (COLE; RAPP, 1980; GOLLEY et al., 1978), o fato de não ter sido diagnosticada deficiência neste indicador pode ter contribuído para a melhoria nas características de fertilidade e matéria orgânica do solo, como visto anteriormente.

### 6.2.5 Índice de fechamento do dossel

Foi encontrado um fechamento de dossel médio de 78,29%, com desvio padrão de 10,91%. Não foram encontradas diferenças significativas entre os modelos (Tabela 22 e 23), tampouco para os contrastes propostos (Tabela 24).

Tabela 18. Análise de variância para o índice de fechamento do dossel em um teste de modelos de implantação de mata ciliar.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>Fc</b>	<b>Pr&gt;Fc</b>
Bloco	3	44,20	14,73	0,20	0,8932 <sup>ns</sup>
Modelo	4	379,7	94,92	1,30	0,3244 <sup>ns</sup>
Erro	12	876,12	73,01		
Total	19	1.300,04			

ns= não significativo; \*= significativo a 5% de probabilidade

Tabela 19. Médias do índice de fechamento do dossel (IFD) por tratamento e resultado do teste Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

<b>Modelos</b>	<b>IFD (%)</b>
M1	73,59 A
M2	73,67 A
M5	77,66 A
M4	82,49 A
M3	84,07 A

Médias seguidas por letras diferentes diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Tabela 20. Contrastes não ortogonais para comparação do índice de fechamento do dossel (IFD), nos diferentes modelos de implantação de mata ciliar.

<b>N</b>	<b>Contrastes</b>		<b>IFD (%)</b>		<b>P-valor</b>
C1	M1 e M2	vs. M3, M4 e M5	73,63	vs. 81,41	0,0693 <sup>ns</sup>
C2	M1, M2 e M3	vs. M4 e M5	77,11	vs. 80,08	0,4617 <sup>ns</sup>
C3	M1 e M3	vs. M2 e M4	78,83	vs. 78,08	0,8631 <sup>ns</sup>
C4	M1	vs. M2	73,59	vs. 73,67	0,9903 <sup>ns</sup>
C5	M1	vs. M3	73,59	vs. 84,07	0,1084 <sup>ns</sup>
C6	M2	vs. M4	73,67	vs. 82,49	0,1698 <sup>ns</sup>

Uma das mais importantes características almeçadas nos reflorestamentos ambientais é a proteção do solo promovida, principalmente pela cobertura das copas. Esta característica, essencial nos primeiros anos, deve manter-se ao longo do tempo, de modo que o solo não permaneça exposto, susceptível ao aparecimento de processos erosivos e à infestação de plantas invasoras, principalmente gramíneas utilizadas em pastagens que são muito agressivas e de difícil remoção.

Meira-Neto, Martins e Souza (2005), estudando um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, na região da Zona da Mata de Minas Gerais, encontraram fechamento médio do dossel de 73,15% e 71,14% para os meses de janeiro e julho, respectivamente, não sendo constatada diferença entre

as duas épocas do ano. Garcia et al. (2007) encontraram fechamento médio de 83,3% em mata ciliar natural no Alto Rio São Francisco e não detectaram influência da densidade de árvores neste indicador. Gênova, Honda e Durigan (2007) obtiveram médias entre 72,0% a 79,0% de fechamento em vários modelos de plantio de mata ciliar aos 17 anos da implantação em região de cerrado, em São Paulo.

Os resultados presentes neste trabalho podem ser considerados satisfatórios, o que era esperado devido à idade na qual o povoamento se encontra e à ausência de perturbações diretas frequentes como corte de árvores, acesso de gado, etc. Além destes fatores, o desenvolvimento da regeneração natural é importante no fechamento do dossel. Assim, mesmo nos espaçamentos maiores, depois de 12 anos, as copas das árvores plantadas e da regeneração já se distribuíram pelo dossel.

Portanto, os diferentes modelos de implantação não influenciaram o fechamento do dossel na idade de 145 meses, provavelmente devido ao fato de parte das espécies não pioneiras se encontrarem com porte desenvolvido e a regeneração natural estabelecida, embora deficiente, terem auxiliado no preenchimento do dossel.

### **6.3 Sobrevivência e crescimento das espécies**

#### **6.3.1 Sobrevivência**

Aos 4 meses, três espécies não pioneiras apresentaram sobrevivência menor que 40%: *Myrsine umbellata* (34,5%), *Enterolobium contortisiliquum* (34,6%) e *Cedrela fissilis* (35,8%). Todas as outras espécies mantiveram-se acima dos 70%. Os dados são apresentados na Tabela 25.

Aos 12 meses, *M. umbellata* e *C. fissilis* foram as espécies que apresentaram maior mortalidade, com redução média de 55,9% e 19,6%, respectivamente, do número de indivíduos em relação à medição anterior,

enquanto as outras espécies concentraram essa queda abaixo dos 2%. Aos 22 meses, as espécies anteriormente citadas ainda apresentam as maiores taxas de mortalidade, com diminuição de, respectivamente, 20,8% e 39,1% das plantas em relação aos 12 meses. *Handroanthus impetiginosus* e *Croton floribundus* apresentaram, em relação à medição anterior, menos 14,4% e 12,9% plantas, respectivamente, enquanto as outras espécies mantiveram essa queda abaixo dos 5%.

Aos 28 meses, *C. floribundus* e *H. impetiginosus* perderam, respectivamente, 7,7% e 7,9% das plantas, em relação aos 22 meses. À exceção de *Croton urucurana* (-2,8% plantas) e *Schinus terebinthifolius* (-0,5% plantas), todas as outras espécies não apresentaram mortalidade nesse período. Dos 34 para os 48 meses, *C. floribundus* apresentou acentuada mortalidade, perdendo 94% dos indivíduos e, a partir desta medição, manteve esse percentual alto, até que, aos 145 meses, não foram mais encontrados na área. *C. urucurana* também apresentou alta mortalidade, com menos 74,6% dos indivíduos. *Enterolobium contortisiliquum*, que teve baixa sobrevivência inicial, mas manteve-a até os 28 meses, apresentou queda de 28,1% no número de indivíduos no período entre 34 e 48 meses. As outras espécies apresentaram quedas no número de indivíduos inferiores a 10%.

Assim, aos 48 meses, houve uma modificação no *ranking* de sobrevivência das espécies: *C. floribundus* e *C. urucurana*, juntamente com *Myrsine umbellata* (34,5%), *E. contortisiliquum* (34,6%) e *Cedrela fissilis* (35,8%), que apresentaram sobrevivência inicial baixa, encontravam-se com menos de 30% do número de indivíduos plantados. *Schinus terebinthifolius*, *Guazuma ulmifolia* e *Clitoria fairchildiana* mantiveram-se acima dos 90% de sobrevivência e as outras espécies, na faixa dos 60%-80%.

As espécies *Morus nigra* (-88,3% plantas) e *Muntingia calabura* (80,6%) apresentaram alta mortalidade em relação à idade de 65 meses. Nesta

idade, oito espécies apresentaram sobrevivência média menor que 30,5%, a mesma apresentada por *H. impetiginosus*. Entre elas estão *C. floribundus* e *T. micrantha*, com mortalidade total dos indivíduos plantados; *C. urucurana*, com sobrevivência média final de 0,8%; *M. nigra*, *M. umbellata* e *E. contortisiliquum*, entre 5% e 9% e *M. calabura* e *C. fissilis*, em torno de 14% de sobrevivência. As espécies restantes tiveram sobrevivência maior que 60%, com destaque para *C. fairchildiana*, que apresentou sobrevivência final de, aproximadamente, 82%.

Como pode ser visto no Gráfico 3, as espécies não pioneiras, no geral, tiveram sobrevivência inicial menor, mas tenderam a apresentar mortalidades menores ao longo do tempo, enquanto as pioneiras apresentaram maior sobrevivência inicial e mortalidade mais acentuada, principalmente após os 38 meses.

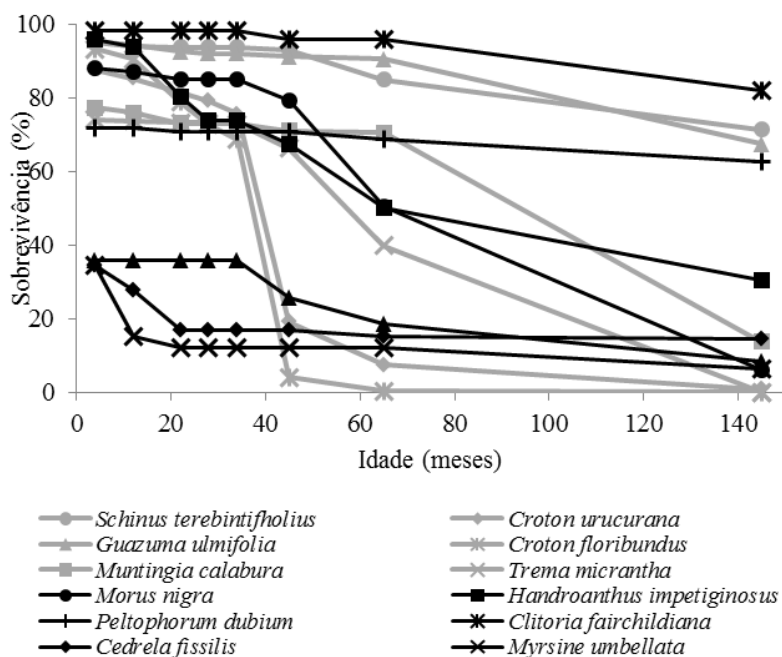


Gráfico 3. Evolução da sobrevivência das espécies utilizadas no plantio. As linhas escuras representam o grupo das espécies não pioneiras e as claras, as espécies pioneiras.

Tabela 21. Sobrevivência média e coeficiente de variação de treze espécies utilizadas e um teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP.

GE	Espécies	Idades (meses)							
		4		12		22		28	
		S	CV	S	CV	S	CV	S	CV
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	93,3	7,6	90,5	9,9	78,9	14,3	72,8	20,5
	<i>Croton urucurana</i>	87,6	7	85,4	8,6	81,5	8,6	79,2	10,3
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	95	6,2	94,1	6,1	93,8	6,5	93,8	6,5
	<i>Muntingia calabura</i>	77,3	17,6	76,1	17,3	73	17	73	17
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	95,5	4,8	94,4	6,2	92,6	8,1	92,1	8,2
	<i>Trema micrantha</i>	74,2	13,3	73,8	13,5	73,3	13,4	73,3	13,4
	<i>Cedrela fissilis</i>	34,6	21,2	27,8	19,1	17	18,3	17	18,3
Não pioneiras	<i>Clitoria fairchildiana</i>	98,1	4,3	98,1	4,3	98,1	4,3	98,1	4,3
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	35,8	25,7	35,8	25,7	35,8	25,7	35,8	25,7
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	95,8	10	93,8	11,5	80,2	14,4	73,9	14,1
	<i>Morus nigra</i>	88,3	10,4	87,2	12,3	85,2	12,1	85,2	12,1
	<i>Myrsine umbellata</i>	34,5	29,5	15,2	23,8	12,1	20	12,1	20
	<i>Peltophorum dubium</i>	71,9	20,3	71,9	20,3	70,7	22,5	70,7	22,5

GE = grupo ecológico; S = sobrevivência média (%); CV = coeficiente de variação (%)

Tabela 22. Continuação.

GE	Espécies	Idades (meses)							
		34		48		65		145	
		S	CV	S	CV	S	CV	S	CV
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	68,7	23,2	4,1	7,3	0,3	1,2	0	0
	<i>Croton urucurana</i>	75,6	12,6	19,2	13,8	7,4	7,2	0,8	2,4
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	93,8	6,5	93	6,6	85,1	10,8	71,4	18,5
	<i>Muntingia calabura</i>	73	17	71,1	16,6	70,6	16,6	13,7	16,1
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	92,1	8,2	91,3	8,9	90,6	9,4	67,5	11,5
	<i>Trema micrantha</i>	72,9	12,9	66,3	16,1	39,9	22,7	0	0
	<i>Cedrela fissilis</i>	17	18,3	17	18,3	15,3	14,5	14,4	13,6
Não pioneiras	<i>Clitoria fairchildiana</i>	98,1	4,3	96,1	7,9	96,1	7,9	81,9	20,2
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	35,8	25,7	25,6	23,3	18,4	19,2	8,3	15,4
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	74	15,8	67,4	19,7	50	32,5	30,5	21,5
	<i>Morus nigra</i>	85,2	12,1	79,4	16,5	50,4	31,4	5,9	8,2
	<i>Myrsine umbellata</i>	12,1	20	12,1	20	12,1	20	6,4	12,6
	<i>Peltophorum dubium</i>	70,7	22,5	70,7	22,5	68,6	20,6	62,6	17,7

GE = grupo ecológico; S = sobrevivência média (%); CV = coeficiente de variação (%)

### 6.3.2 Diâmetro

Até os 34 meses, *M. calabura*, *T. micranta* e *G. ulmifolia* tiveram os maiores diâmetros, apresentando, nesta idade, DAP médio em torno de 8 cm. As espécies *P. dubium*, *E. contortisiliquum* e *C. fairchildiana* constituem o segundo grupo com maior crescimento até esta idade, com DAP médio de 6 cm. *Croton urucurana* e *S. terebinthifolius* apresentaram, aproximadamente, 5 cm de DAP médio (Tabela 26). As demais espécies apresentaram DAP médio abaixo dos 5 cm, sendo as menores medidas encontradas para *H. impetiginosus* (2,34 cm), *M. umbellata* (2,66 cm) e *M. nigra* (2,94 cm).

Aos 48 meses, 3 grupos de crescimento podem ser visualizados: o grupo de mais rápido crescimento, com mais de 9 cm de DAP médio, constituído por *M. calabura*, *T. micranta*, *G. ulmifolia* e *C. fairchildiana*; o de menor crescimento, *H. terebinthifolius*, *M. nigra*, *C. fissilis* e *M. umbellata* e o grupo intermediário, com o restante das espécies, apresentando DAP médio entre 5 cm e 8 cm. Esta tendência continua aos 48 meses até que, aos 145 meses, *C. fairchildiana* despontou como a espécie de maior DAP médio (40,10 cm), praticamente o dobro de *G. ulmifolia*, a espécie com o segundo maior diâmetro médio (22,11 cm). Nesta idade, o restante das pioneiras vivas apresentaram DAP médio entre 10 e 15 cm.

Aos 145 meses, no grupo das não pioneiras, a maior parte das espécies manteve-se abaixo dos 10 cm de DAP médio, os menores encontrados. *Enterolobium contortisiliquum* e *P. dubium* apresentaram DAP médio maior que a maioria das pioneiras, com 18,94 cm e 15,26 cm, respectivamente. A evolução no crescimento em diâmetro pode ser observada no Gráfico 4.

Como se pode observar, grupos de espécies com comportamento semelhante puderam ser identificados ao longo dos 145 meses. Entretanto, o potencial de crescimento e a resposta específica de cada espécie em relação ao



ambiente parecem ter um papel maior no desenvolvimento em diâmetro do que sua característica de pioneira ou não pioneira.

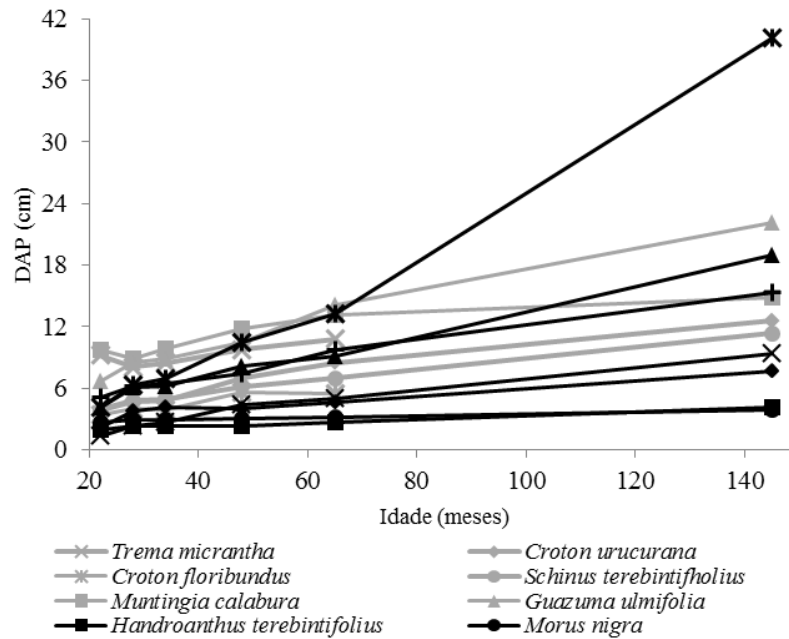


Gráfico 4. . Evolução do DAP (diâmetro a 1,30 cm do solo) das espécies utilizadas no plantio. As linhas escuras representam o grupo das espécies não pioneiras e as claras, as espécies pioneiras.

Tabela 23. Diâmetro médio, coeficiente de variação e incremento médio anual de treze espécies utilizadas e um teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP.

GE	Espécies	Idades											
		4			12			22			28		
		DAS	CV	IMA	DAP	CV	IMA	DAP	CV	IMA	DAP	CV	IMA
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	1,53	14,17	4,59	1,70	21,38	1,70	3,36	24,85	1,83	4,02	26,60	1,72
	<i>Croton urucurana</i>	1,77	11,23	5,32	2,15	17,15	2,15	3,77	18,89	2,06	4,65	16,24	1,99
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	2,33	10,68	6,99	3,32	25,43	3,32	6,71	21,59	3,66	8,53	16,34	3,65
	<i>Muntingia calabura</i>	2,85	11,58	8,56	5,69	17,64	5,69	9,68	13,98	5,28	8,84	25,06	3,79
	<i>Schinus terebintifolius</i>	1,99	7,69	5,98	2,14	19,35	2,14	3,91	16,79	2,13	4,80	15,20	2,06
	<i>Trema micrantha</i>	3,12	16,16	9,37	5,90	20,39	5,90	9,19	18,08	5,01	8,04	23,46	3,45
	<i>Cedrela fissilis</i>	0,66	35,76	1,98	-	-	-	2,20	33,36	1,20	3,74	31,40	1,60
Não pioneiras	<i>Clitoria fairchildiana</i>	2,38	9,10	7,14	1,79	20,28	1,79	4,07	12,08	2,22	6,38	13,29	2,73
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	2,02	28,45	6,05	2,49	28,23	2,49	4,16	37,14	2,27	6,07	39,85	2,60
	<i>Handroanthus terebinthifolius</i>	1,00	15,90	2,99	1,10	16,16	1,10	1,91	31,37	1,04	2,33	22,02	1,00
	<i>Morus nigra</i>	1,32	19,24	3,96	1,57	21,51	1,57	2,67	24,44	1,45	2,94	21,60	1,26
	<i>Myrsine umbellata</i>	0,68	18,96	2,03	-	-	-	1,34	35,99	0,73	2,35	35,61	1,01
	<i>Peltophorum dubium</i>	1,34	26,67	4,01	2,81	21,39	2,81	5,08	15,47	2,77	6,22	17,14	2,67
	Geral	1,92	41,04	5,75	3,01	58,32	3,01	5,11	54,56	2,79	5,78	43,80	2,48

GE = grupo ecológico; DAS = diâmetro à altura do solo (cm); DAP = diâmetro a 1,30 m do solo (cm); CV = coeficiente de variação (%), IMA = incremento médio anual (cm.ano<sup>-1</sup>); - = sem dados

Tabela 25. Continuação.

GE	Espécies	Idades											
		34			48			65			145		
		DAP	CV	IMA	DAP	CV	IMA	DAP	CV	IMA	DAP	CV	IMA
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	3,94	34,55	1,39	5,54	40,12	1,38	5,5*	-	-	-	-	-
	<i>Croton urucurana</i>	4,84	17,00	1,71	7,05	30,48	1,76	8,47	45,19	1,56	12,56	10,93	1,04
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	8,82	18,42	3,11	10,40	18,76	2,60	14,13	18,26	2,61	22,11	15,46	1,83
	<i>Muntingia calabura</i>	9,79	24,59	3,46	11,81	19,56	2,95	13,08	16,05	2,42	14,81	24,61	1,23
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	4,96	18,16	1,75	6,15	18,65	1,54	6,95	18,06	1,28	11,37	18,71	0,94
	<i>Trema micrantha</i>	8,50	23,31	3,00	9,76	17,48	2,44	10,77	31,03	1,99	-	-	-
	<i>Cedrela fissilis</i>	4,09	44,06	1,44	4,07	77,48	1,02	4,60	76,03	0,85	7,62	59,24	0,63
Não pioneiras	<i>Clitoria fairchildiana</i>	6,92	16,40	2,44	10,41	13,76	2,60	13,19	16,92	2,44	40,10	24,80	3,32
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	6,22	35,44	2,20	8,16	30,88	2,04	9,09	46,22	1,68	18,94	36,91	1,57
	<i>Handroanthus terebinthifolius</i>	2,34	18,29	0,82	2,37	24,02	0,59	2,70	40,82	0,50	4,16	55,73	0,34
	<i>Morus nigra</i>	2,94	24,02	1,04	3,09	23,67	0,77	3,18	23,85	0,59	3,90	48,81	0,32
	<i>Myrsine umbellata</i>	2,66	42,71	0,94	4,32	38,03	1,08	4,97	21,15	0,92	9,32	71,11	0,77
	<i>Peltophorum dubium</i>	6,45	16,76	2,28	7,41	25,56	1,85	9,71	30,59	1,79	15,26	39,32	1,26
	Geral	6,06	45,98	2,14	7,66	44,86	1,92	9,34	48,36	1,72	16,31	68,42	1,35

GE = grupo ecológico; DAS = diâmetro à altura do solo (cm); DAP = diâmetro a 1,30 m do solo (cm); CV = coeficiente de variação (%), IMA = incremento médio anual (cm.ano<sup>-1</sup>); - = sem dados

### 6.3.3 Altura

Até a idade de 34 meses, as espécies não pioneiras *C. fissilis*, *H. impetiginosus* e *M. umbellata* apresentaram as menores médias de altura (Tabela 26). No outro extremo, as maiores médias foram encontradas para as pioneiras *G. ulmifolia*, *M. calabura* e *T. micranta*. As outras espécies formam um grupo intermediário com comportamento variável ao longo deste período. A espécie não pioneira *P. dubium*, que inicialmente apresentou-se como uma das espécies de menor altura média (75 cm), teve, no período dos 12 aos 22 meses, o maior crescimento entre todas as espécies. A partir daí, esta espécie passa a fazer parte do grupo das espécies com maior altura média.

A partir dos 34 meses, *P. dubium* e *C. fairchildiana* consolidam-se no grupo das espécies de maior altura média, com destaque para a última que, assim como evidenciado para o crescimento em diâmetro, apresentou a maior altura média entre as espécies na idade de 145 meses.

Pode-se observar, no Gráfico 5, que, a partir dos 65 meses, todas as espécies tendem a aumentar a altura em menor ritmo, estabilizando o crescimento, com exceção de *C. fairchildiana*, *E. contortisiliquum*, *C. fissilis* e *C. urucurana*. Entretanto, ressalta-se que *C. urucurana* teve sua média com base em apenas dois indivíduos, devido à sua alta mortalidade, o que pode ter superestimado a altura para esta espécie neste período de tempo.

Assim como para o diâmetro, a adaptabilidade individual de cada espécie parece influenciar mais do que o suposto comportamento como pioneira ou não pioneira.

Tabela 24. Altura média, coeficiente de variação e incremento médio anual de treze espécies utilizadas e um teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP.

GE	Espécies	Idades											
		4			12			22			28		
		H	CV	IMA	H	CV	IMA	H	CV	IMA	H	CV	IMA
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	0,83	16,62	2,49	1,77	18,26	1,77	3,26	27,74	1,78	4,27	33,05	0,83
	<i>Croton urucurana</i>	1,40	7,55	4,19	1,86	12,96	1,86	3,13	17,43	1,71	4,61	25,21	1,40
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	1,46	13,71	4,38	3,17	19,87	3,17	5,70	19,49	3,11	8,36	18,81	1,46
	<i>Muntingia calabura</i>	1,50	20,24	4,49	4,72	9,99	4,72	6,97	9,72	3,80	7,39	16,73	1,50
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	1,23	11,78	3,70	2,61	16,33	2,61	4,36	13,82	2,38	6,09	16,18	1,23
	<i>Trema micrantha</i>	1,61	14,27	4,84	4,49	14,84	4,49	6,66	13,47	3,63	7,54	14,89	1,61
	<i>Cedrela fissilis</i>	0,29	33,83	0,86	0,50	51,91	0,50	1,40	55,94	0,76	2,34	97,84	0,29
Não pioneiras	<i>Clitoria fairchildiana</i>	1,15	15,85	3,44	1,86	10,02	1,86	3,67	10,19	2,00	5,64	18,27	1,15
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1,26	22,81	3,77	1,96	20,46	1,96	2,88	24,33	1,57	4,08	35,82	1,26
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,61	12,80	1,84	1,00	17,57	1,00	2,08	20,83	1,14	2,77	29,36	0,61
	<i>Morus nigra</i>	1,13	22,87	3,38	2,89	27,64	2,89	4,20	18,87	2,29	5,95	23,45	1,13
	<i>Myrsine umbellata</i>	0,30	22,82	0,90	0,59	42,45	0,59	1,74	38,64	0,95	2,98	43,86	0,30
	<i>Peltophorum dubium</i>	0,75	19,23	2,24	2,72	18,73	2,72	5,17	18,72	2,82	7,38	15,43	0,75

GE = grupo ecológico; H = altura média (m); CV = coeficiente de variação (%), IMA = incremento médio anual (m.ano<sup>-1</sup>)

Tabela 26. Continuação.

GE	Espécies	Idades											
		34			45			65			145		
		H	CV	IMA	H	CV	IMA	H	CV	IMA	H	CV	IMA
Pioneiras	<i>Croton floribundus</i>	3,72	24,07	1,31	4,02	43,33	1,00	5,50*	-	1,02	-	-	-
	<i>Croton urucurana</i>	4,14	16,45	1,46	5,09	19,29	1,27	5,79	1,25	1,07	10,35	8,88	0,86
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	7,47	17,17	2,64	8,30	15,32	2,07	9,00	0,93	1,66	10,23	10,95	0,85
	<i>Muntingia calabura</i>	7,21	16,81	2,55	7,98	12,75	1,99	8,53	0,66	1,57	7,06	16,75	0,58
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	5,43	11,81	1,92	6,03	11,88	1,51	6,68	0,64	1,23	5,75	16,54	0,48
	<i>Trema micrantha</i>	6,67	12,97	2,35	7,09	14,21	1,77	7,44	0,84	1,37	-	-	-
	<i>Cedrela fissilis</i>	2,32	74,54	0,82	3,17	69,08	0,79	4,30	2,46	0,79	6,23	48,55	0,52
Não pioneiras	<i>Clitoria fairchildiana</i>	5,22	13,13	1,84	6,92	7,34	1,73	7,90	0,43	1,46	11,41	6,76	0,94
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	4,72	42,86	1,67	4,71	20,04	1,18	5,61	1,80	1,04	8,69	24,56	0,72
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	2,90	26,38	1,02	3,09	27,87	0,77	3,12	1,32	0,58	3,87	51,94	0,32
	<i>Morus nigra</i>	4,72	18,39	1,67	5,10	15,86	1,28	5,54	0,74	1,02	3,74	31,33	0,31
	<i>Myrsine umbellata</i>	3,44	25,14	1,21	5,44	26,45	1,36	7,10	1,39	1,31	5,92	61,08	0,49
	<i>Peltophorum dubium</i>	6,58	12,95	2,32	7,14	18,13	1,79	7,93	1,15	1,46	9,31	21,13	0,77

GE = grupo ecológico; H = altura média (m); CV = coeficiente de variação (%), IMA = incremento médio anual (m.ano<sup>-1</sup>); \* apenas um indivíduo encontrado; - = não disponível

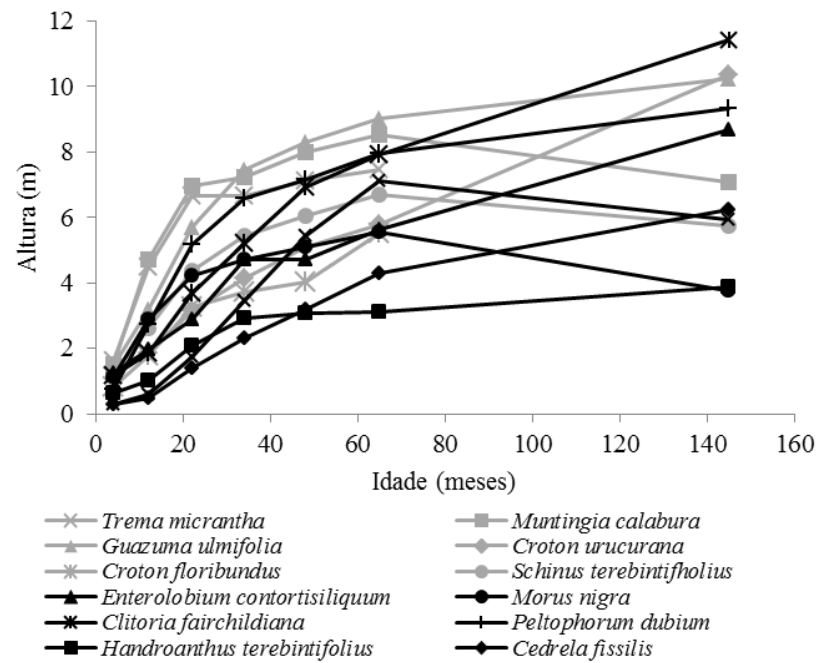


Gráfico 5. Crescimento de 13 espécies utilizadas num teste de modelos de implantação de matas ciliares, em Igarapava, SP.

## 7 CONCLUSÃO

- A composição de grupos ecológicos foi o fator que mais influenciou, aos 145 meses, os indicadores densidade, área basal e acúmulo de serrapilheira sobre o solo, no sentido de que modelos onde foram utilizadas espécies de ambos os grupos ecológicos apresentaram os melhores indicadores. Os diferentes arranjos e espaçamentos de plantio, nesta idade, já não exercem influência nos indicadores de recuperação.

Nesta idade, a sobrevivência das plantas e o fechamento do dossel não foram influenciados pelos modelos testados.

- O povoamento como um todo apresenta baixa diversidade, com regeneração deficiente e banco de sementes dominado majoritariamente por uma espécie arbórea exótica utilizada no plantio e espécies herbáceas invasoras, indicando a necessidade de plantios com maior diversidade em condições semelhantes.

- As espécies não pioneiras, no geral, tiveram sobrevivência inicial menor, mas tenderam a apresentar mortalidade menor ao longo do tempo, enquanto as pioneiras apresentaram maior sobrevivência inicial e mortalidade mais acentuada, principalmente após os 38 meses.

O potencial de crescimento e a resposta específica de cada espécie em relação ao ambiente (adaptação) parecem ter um papel maior no desenvolvimento em diâmetro e altura do que sua característica de pioneira ou não pioneira.



## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 47-54, jan./fev. 2005.
- ALVAREZ-VENEGAS, V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solo. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ-VENEGAS, V. H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: UFV, 1999. p. 43-60.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 1, p. 105-121, 2009.
- ARAÚJO, M. M. et al. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, 2004.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 319-328, mar./abr. 1999.
- BAKER, D. S.; FERREIRA, L. M.; SAILE, P. W. Biodiversity monitoring in federal protected areas: defining the methodology. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON BIODIVERSITY MONITORING IN FEDERAL PROTECTED AREAS: DEFINING THE METHODOLOGY, 1., 1997, Brasília. **Proceedings...** Brasília: IBAMA/GTZ, 1997. p. 246.
- BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP; FAPESP, 2004. p. 289-312.
- BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, p. 28-34, 2003.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Lavras: UFLA, 2002. v. 1, p. 123-145.

BOTELHO, S. A. et al. **Implantação de florestas de proteção**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 81 p. (Textos Acadêmicos).

BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, mar./abr. 2002.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Avaliação e monitoramento de reflorestamentos heterogêneos. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 2009, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2009. v. 1, p. 106-120.

BRASIL. **Lei nº 4771**, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Brasília, 1965. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm)>. Acesso em: 15 dez. 2011.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto RADAM/BRASIL: Goiânia**, geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1983. 768 p. (Levantamento de Recursos Naturais, 31).

BREUGEL, M. V. et al. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1580-1589, Oct. 2011.

BROKAW, N. V. L. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. In: PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic, 1985. p. 53-69.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <[http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima\\_muni\\_232.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_232.html)>. Acesso em: 28 out. 2010.

CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 801-809, nov./dez. 2004.

COLE, D.; RAPP, M. Elemental cycling in forested ecosystems. In: REICHLE, D. E. (Ed.). **Dynamic properties of forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University, 1980. p. 341-409.

COOK, J. G. et al. Spherical densimeters produce biased estimates of forest canopy cover. **Wildlife Society Bulletin**, San Diego, v. 23, n. 4, p. 711-717, 1995.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Petrópolis: Vozes, 1973. 472 p.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, London, v. 1, p. 3-10, 2001.

DAVIDE, A. C. et al. Comportamento de seis espécies florestais em área de depleção da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1.; CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba. **Anais...** São Paulo: SBS/SBEF, 1993. p. 412-415.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 1-20. (Special Publication Number, 35).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 2006. 412 p.

FARIA, J. M. R.; DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. Comportamento de espécies florestais em área degradada com duas adubações de plantio. **Cerne**, Lavras, v. 3, n. 1, p. 25-44, jan./jun. 1997.

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, Lavras, v. 6, n. 1, p. 36-41, 2008.

FERREIRA, W. C. **Estoque de biomassa e carbono e parâmetros indicadores de recuperação de mata ciliar**. 2009. 163 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 37, n. 1, p. 177-185, jan./fev. 2007.

\_\_\_\_\_. Estabelecimento de mata ciliar às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 1, p. 69-81, jan./fev. 2009.

FIGUEIREDO, R. A. et al. Reproductive ecology of the exotic tree *Muntingia calabura* L. (Muntingiaceae) in Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 6, p. 993-999, nov./dez. 2008.

FISHER, R. F. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 59, n. 2, p. 544-549, June 1995.

FLEMING, T. H. et al. Phenology, seed dispersal, and colonization in *Muntingia calabura*, a neotropical pioneer tree. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 72, n. 3, p. 383-391, June 1985.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Programa Biota**. Disponível em: <<http://sinbiota.biota.org.br/atlas>>. Acesso em: 16 jan. 2011.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 4, p. 753-767, nov. 1995.

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: \_\_\_\_\_. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: J. Wiley, 2007. p. 24-45.

GARCIA, L. C. et al. Heterogeneidade do dossel e quantidade de luz no recrutamento do sub-bosque de uma mata ciliar no Alto São Francisco, Minas Gerais: análise através de fotos hemisféricas. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 99-101, 2007.

GASPARINO, D. et al. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 1, p. 1-9, jan./fev. 2006.

GÊNOVA, K. B.; HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Processos hidrológicos em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de cerrado. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, p. 189-200, 2007.

GOLLEY, F. B. et al. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EDUSP, 1978. 256 p.

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. 60-67, jan./mar. 2006.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic, 1977. 892 p.

HERRICK, J. E.; SCHUMAN, G. E.; RANGO, A. Monitoring ecological processes for restoration projects. **Journal for Nature Conservation**, Kusterdingen, v. 14, n. 3/4, p. 161-171, Sept. 2006.

HOLL, K. D. Factors limiting Tropical Rain Forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Lawrence, v. 31, n. 2, p. 229-242, June 1999.

HOLLANDER, M.; WOLFE, D. A. **Nonparametric statistical methods**. 2<sup>nd</sup> ed. New York: J. Wiley, 1999. 787 p.

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. 59-74, Jan. 1999.

JIAO, F.; WEN, Z. M.; AN, S. S. Changes in soil properties across a chronosequence of vegetation restoration on the Loess Plateau of China. **Catena**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 110-116, Jan. 2011.

JONES, E. R. et al. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1/3, p. 171-183, Apr. 2004.

KAGEYAMA, P. Y. et al. Revegetação de área degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: UFPR, 1994. 1 CD-ROM.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LOURENÇO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: USP/FAPESP, 2004. p. 249-270.

LEWIS, T. E. et al. Selection and testing indicators of forest health. In: NORTH AMERICAN WORKSHOP ON MONITORING FOR ECOLOGICAL ASSESSMENT OF TERRESTRIAL AND AQUATIC ECOSYSTEMS, 22., 1995, Ciudad del México. **Proceedings...** Ciudad del México: USDA, 1995. p. 140-156.

LOPES, V. G. **Quantificação das raízes finas em um povoamento de Pinus taeda L., na região dos Campos de Cima da Serra, RS.** Santa Maria: UFSM, 2009. 82 p.

MACHADO, M. R.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, M. G. Produção de serrapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 143-151, jan./fev. 2008.

MALANSON, G. P. **Riparian landscapes.** Cambridge: Cambridge University, 1995. 227 p.

MANTOVANI, W. Recuperação e monitoramento de ecossistemas: escalas de abordagem. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: USP, 1998. p. 228-294.

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. **Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications.** London: Elsevier, 2003. 907 p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares.** Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 146 p.

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

MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R.; SOUZA, A. L. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, Brasília, v. 19, n. 3, p. 473-486, 2005.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; 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, MG, v. 31, n. 2, p. 321-328, mar./abr. 2007.

MONTAGNINI, F.; SANCHO, F. Influencia de seis especies de arboles nativos sobre la fertilidad del suelo en una plantacion experimental en la llanura del Atlantico en Costa Rica. **Yvyrareta**, Buenos Aires, v. 1, p. 29-49, 1990.

MORAIS, M. G. A. de et al. Diversidade e estrutura de nove fragmentos de mata ciliar semidecidual no Alto São Francisco. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 543-545, 2007. Suplemento.

MOREIRA, M. A. **Modelos de plantio de florestas mistas para recomposição de mata ciliar**. 2002. 99 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. Produção de serrapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 1, p. 49-59, jan./fev. 2004.

MOURA, L. C.; KAGEYAMA, P. Y. Comparação da estrutura florística do banco de sementes de duas áreas de plantio de Eucalipto, situado no Horto Florestal "Navarro de Andrade". In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE ECOSISTEMAS FLORESTAIS, 5., 1996, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: UFMG, 1996. p. 44-45.

NUNES, F. P.; PINTO, M. T. C. Produção de serapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 1, p. 97-102, 2007.

O'BRIEN, R. A. **Comparison of overstory canopy cover estimates on forest survey plots**. Ogden: USDA Forest Service, 1989. 5 p. (Intermountain Research Station Research Paper, 417).

- OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, n. 4, p. 801-811, 2005.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne**, Lavras, v. 1, n. 1, p. 64-72, jan./jun. 1994.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, jul./ago. 2004.
- PARROTTA, J. A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 41, n. 1, p. 115-133, Mar. 1992.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JUNIOR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration Forest on a bauxite mined site in Amazonia. **Forestry Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1, p. 21-42, 1997.
- PATRICIA, L.; MORELLATO, C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian Forests: I., litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, n. 2, p. 205-215, Apr. 1992.
- PEREIRA, J. A. A. **Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. 2003. 158 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; GONÇALVES, J. L. M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. In: WORKSHOP SOBRE MONITORAMENTO AMBIENTAL EM ÁREAS FLORESTADAS, 2., 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: IPEF, 1998. p. 33-44.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Software.



REIS, D. N. **Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares**. 2008. 179 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1255, June 2009.

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

\_\_\_\_\_. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG: UFV, 1998. p. 203-215.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3. ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. 320 p.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 45-71.

SÃO PAULO. Secretaria Estadual de Meio Ambiente. **Resolução nº 58**, de 14 de dezembro de 2006. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/resolucao-2011.php>>. Acesso em: 12 nov. 2011.

SCHERER-LORENSEN, M.; BONILLA, J. L.; POTVIN, C. Tree species richness affects litter production and decomposition dynamics in a tropical biodiversity experiment. **Oikos**, Buenos Aires, v. 116, n. 12, p. 2108-2124, Dec. 2007.

SCHLITTLER, F. H. M.; MARINIS, G.; CÉSAR, O. Produção de serapilheira na floresta no Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. **Naturalia**, São Paulo, v. 18, n. 12, p. 135-147, 1993.

SILVA FILHO, A. V.; SILVA, M. I. V. Importância das substâncias húmicas para a agricultura. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE AS CULTURAS DO INHAME E DO TARO, 2., 2002, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: EMEPA-PB, 2002. v. 2, p. 234.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **The SER international primer on ecological restoration**. Tucson, 2004. Disponível em: <[https://www.ser.org/pdf/SER\\_Primer\\_Portuguese.pdf](https://www.ser.org/pdf/SER_Primer_Portuguese.pdf)>. Acesso em: 12 nov. 2011.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. New York: Freeman, 1995. 887 p.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2002.

SOUZA, J. S. et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, mar./abr. 2003.

SOUZA, P. A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 56-67, jan./mar. 2006.

SUGANUMA, M. S. et al. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 377-385, mar./abr. 2008.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, n. 1, p. 81-86, Feb. 1988.

TRES, D. R. et al. Banco de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 309-311, 2007.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-554, nov./dez. 2006.

VITAL, A. R. T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 793-800, nov./dez. 2004.

VITOUSEK, P. M. Litterfall nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, Durham, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

WHITMORE, T. C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: SWAINE, M. D. (Ed.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO, 1996. p. 3-39.

\_\_\_\_\_. Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Forestry Abstracts**, Farnham Royal, v. 44, n. 12, p. 767-779, Dec. 1983.

## 9 ANEXOS

Anexo 1. Lista de espécies e parâmetros fitossociológicos para o estrato arbóreo de um teste de modelos de implantação de mata ciliar em margem de reservatório artificial, aos 145 meses de idade.

Espécie	Família	GE	Nº ind	H	DA	DR	Fr	FrR	DoA	DoR	VI
<i>Guazuma ulmifolia</i> *	Malvaceae	P	221	10,40	127,89	26,18	20	13,07	5,5303	37,73	76,98
<i>Clitoria fairchildiana</i> *	Fabaceae /Papilionoideae	CL	68	11,17	39,35	8,06	13	8,50	5,1255	34,97	51,52
<i>Schinus terebinthifolius</i> *	Anacardiaceae	P	205	6,08	118,63	24,29	20	13,07	1,6186	11,04	48,40
<i>Muntingia calabura</i> *	Muntingiaceae	P	206	6,91	119,21	24,41	18	11,76	1,2392	8,45	44,63
<i>Peltophorum dubium</i> *	Fabaceae/Caesalpinoideae	CL	39	9,68	22,57	4,62	12	7,84	0,6141	4,19	16,65
<i>Cecropia pachistachia</i>	Cecropiaceae	P	15	8,17	8,68	1,78	8	5,23	0,0683	0,47	7,47
<i>Piper gaudichaudianum</i>	Piperaceae	P	26	4,31	15,05	3,08	6	3,92	0,0550	0,38	7,38
<i>Myracrodouon urundeuva</i>	Anacardiaceae	CL	8	7,15	4,63	0,95	7	4,58	0,0431	0,29	5,82
<i>Cedrela fissilis</i> *	Meliaceae	CL	6	8,17	3,47	0,71	6	3,92	0,0312	0,21	4,85
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> *	Fabaceae/Mimosoideae	CL	7	9,76	4,05	0,83	4	2,61	0,2027	1,38	4,83
<i>Handroanthus impetiginosus</i> *	Bignoneaceae	CL	6	5,14	3,47	0,71	6	3,92	0,0103	0,07	4,70
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i>	Rhamanaceae	CL	4	4,73	2,31	0,47	3	1,96	0,0066	0,05	2,48
<i>Astronium fraxinifolius</i>	Meliaceae	CL	3	7,27	1,74	0,36	3	1,96	0,0102	0,07	2,39
<i>Zanthoxylon riedelianum</i>	Rutaceae	CL	3	6,13	1,74	0,36	3	1,96	0,0069	0,05	2,36
<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	P	3	4,03	1,74	0,36	3	1,96	0,0055	0,04	2,35

GE = grupo ecológico; P = pioneira; CL = clímax exigente de luz; CS = clímax tolerante à sombra; Nº ind = número de indivíduos; H = altura média; DA = densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR = densidade relativa (%); Fr = frequência; FrR = frequência relativa (%); G = área basal (m<sup>2</sup>); DoA = dominância absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DoR = dominância relativa (%); VI = valor de importância; \*= espécie utilizadas no plantio, <sup>1</sup>= espécies na ordem do maior para o menor VI.

## Anexo 1. Continuação.

Espécie	Família	GE	Nº ind	H	DA	DR	Fr	FrR	DoA	DoR	VI <sup>1</sup>
<i>Myrsine umbellata</i> *	Myrsinaceae	CL	3	6,48	1,74	0,36	2	1,31	0,0255	0,17	1,84
<i>Piper arboreum</i>	Piperaceae	P	3	4,33	1,74	0,36	2	1,31	0,0052	0,04	1,70
<i>Croton urucurana</i> *	Euphorbiaceae	P	2	10,35	1,16	0,24	2	1,31	0,0144	0,10	1,64
<i>Ricinus comunis</i>	Euphorbiaceae	P	2	4,85	1,16	0,24	1	0,65	0,008	0,05	0,94
<i>Cariniana estrelensis</i>	Meliaceae	CL	1	9,60	0,58	0,12	1	0,65	0,0122	0,08	0,86
<i>Casearia commersoniana</i>	Salicaceae	CS	2	4,25	1,16	0,24	2	1,31	0,0029	0,02	1,56
<i>Croton floribundus</i> *	Euphorbiaceae	P	1	8,70	0,58	0,12	1	0,65	0,0045	0,03	0,80
<i>Cordia curassavica</i>	Boraginaceae	nc	1	3,70	0,58	0,12	1	0,65	0,0029	0,02	0,79
<i>Trema micranta</i> *	Cannabaceae	P	1	8,80	0,58	0,12	1	0,65	0,0022	0,02	0,79
<i>Landenbergia cuyabensis</i>	Rubiaceae	nc	1	3,80	0,58	0,12	1	0,65	0,0022	0,01	0,79
<i>Senegalia polyphylla</i>	Fabaceae/Mimosoideae	CL	1	7,90	0,58	0,12	1	0,65	0,0018	0,01	0,78
<i>Morus nigra</i> *	Moraceae	CL	1	3,80	0,58	0,12	1	0,65	0,0017	0,01	0,78
<i>Xylopia brasiliensis</i>	Annonaceae	CL	1	5,10	0,58	0,12	1	0,65	0,0017	0,01	0,78
<i>Ocotea corymbosa</i>	Lauraceae	CL	1	5,90	0,58	0,12	1	0,65	0,0015	0,01	0,78
<i>Celtis brasiliensis</i>	Cannabaceae	P	1	4,10	0,58	0,12	1	0,65	0,0015	0,01	0,78
<i>Siparuna guianensis</i>	Siparunaceae	P	1	5,10	0,58	0,12	1	0,65	0,0015	0,01	0,78
<i>Guarea macrophylla</i>	Meliaceae	CS	1	3,39	0,58	0,12	1	0,65	0,0012	0,01	0,78

GE = grupo ecológico; P = pioneira; CL = clímax exigente de luz; CS = clímax tolerante à sombra; Nº ind = número de indivíduos; DA = densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR = densidade relativa (%); Fr = frequência; FrR = frequência relativa (%); G = área basal (m<sup>2</sup>); DoA = dominância absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DoR = dominância relativa (%); VI = valor de importância; \*= espécie utilizada no plantio, <sup>1</sup>= espécies na ordem do maior para o menor VI; nc = não classificada.

Anexo 2. Lista de espécies e parâmetros fitossociológicos para o estrato regenerante de um teste de modelos de implantação de mata ciliar em margem de reservatório artificial, aos 145 meses de idade.

Espécies	Família	GE	Nº ind	H	DA	DR	Fr	FrA	FrR	DoA	DoR	VI <sup>1</sup>
<i>Piper gaudichaudianum</i>	Piperaceae	P	38	2,38	760	24,20	9	11,11	11,11	0,4318	20,25	55,57
<i>Schinus terebinthifolius</i> *	Anacardiaceae	P	30	2,70	600	19,11	13	16,05	16,05	0,3327	15,60	50,76
<i>Muntingia calabura</i> *	Muntingiaceae	P	18	3,87	360	11,46	8	9,88	9,88	0,2745	12,88	34,22
<i>Handroanthus impetiginosus</i> *	Bignoniaceae	CL	20	2,95	400	12,74	8	9,88	9,88	0,1844	8,65	31,26
<i>Peltophorum dubium</i> *	Fabaceae/Caesalpinoideae	CL	12	4,29	240	7,64	6	7,41	7,41	0,2325	10,91	25,96
<i>Zanthoxylon riendelianum</i>	Rutaceae	CL	8	3,40	160	5,10	8	9,88	9,88	0,1229	5,76	20,74
<i>Cedrela fissilis</i> *	Meliaceae	CL	4	3,00	80	2,55	4	4,94	4,94	0,0839	3,94	11,42
<i>Morus nigra</i> *	Moraceae	CL	4	3,73	80	2,55	4	4,94	4,94	0,0832	3,90	11,39
<i>Myrsine umbellata</i> *	Myrsinaceae	CL	3	3,87	60	1,91	2	2,47	2,47	0,0773	3,63	8,01
<i>Cecropia pachistachia</i>	Cecropiaceae	P	3	3,20	60	1,91	3	3,70	3,70	0,0501	2,35	7,96
<i>Guazuma ulmifolia</i> *	Malvaceae	P	2	4,45	40	1,27	2	2,47	2,47	0,0305	1,43	5,17
<i>Casearia commersoniana</i>	Salicaceae	CS	2	2,75	40	1,27	2	2,47	2,47	0,0237	1,11	4,85
<i>Landenbergia cuyabensis</i>	Rubiaceae	nc	2	2,25	40	1,27	2	2,47	2,47	0,0107	0,50	4,25
<i>Urera baccifera</i>	Urticaceae	P	1	2,66	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0388	1,82	3,69
<i>Ricinus comunis</i>	Euphorbiaceae	P	1	4,00	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0362	1,70	3,57
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> *	Fabaceae/Mimosoideae	CL	1	2,50	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0314	1,47	3,35
<i>Cestrum schiastudali</i>	Solanaceae	CS	1	6,00	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0271	1,27	3,14
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i>	Rhamniaceae	CL	2	2,03	40	1,27	1	1,23	1,23	0,0097	0,45	2,96
<i>Aralia warminjeana</i>	Araliaceae	CL	1	2,50	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0204	0,95	2,83
<i>Solanun sp1</i>	Solanaceae	nc	1	2,50	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0107	0,50	2,37
<i>Piper arboreum</i>	Piperaceae	P	1	2,30	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0081	0,38	2,25
<i>Guarea kunthiana</i>	Meliaceae	CS	1	3,00	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0057	0,27	2,14
<i>Trema micranta</i> *	Cannabaceae	P	1	2,50	20	0,64	1	1,23	1,23	0,0057	0,27	2,14

GE = grupo ecológico; P = pioneira; CL = clima exigente de luz; CS = clima tolerante à sombra; Nº ind = número de indivíduos; H = altura média; DA = densidade absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>); DR = densidade relativa (%); Fr = frequência; FrR = frequência relativa(%); G = área basal(m<sup>2</sup>); DoA = dominância absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DoR = dominância relativa (%); VI = valor de importância; ; \*= espécies utilizadas no plantio; <sup>1</sup>= espécies na ordem do maior para o menor VI; nc = não classificada.

Anexo 3. Lista de espécies encontradas no banco de sementes de um teste de modelo de implantação de matas ciliares às margens da usina de Igarapava, SP.

Nome científico	Família	NIG	Hábito
<i>Muntingia calabura</i> *	Muntingiaceae	2500	Arb
<i>Trema micranta</i> *	Cannabaceae	106	Arb
Poaceae 1	Poaceae	47	Herb
<i>Guazuma ulmifolia</i> *	Malvaceae	46	Arb
<i>Portulaca oleraceae</i>	Portulacaceae	40	Herb
Poaceae 2	Poaceae	21	Herb
<i>Commelina benghalensis</i>	Commelinaceae	17	Herb
<i>Piper jaborandi</i>	Piperaceae	13	Herb
<i>Crotalaria</i> sp.	Fabaceae/Papilionoideae	9	Herb
<i>Pilea microphylla</i>	Urticaceae	9	Herb
NI 2	-	8	Herb
<i>Conyza</i> sp.	Asteraceae	7	Herb
<i>Eleusine indica</i>	Poaceae	7	Herb
<i>Phyllanthus</i> sp.	Phyllantaceae	7	Herb
<i>Cleone affinis</i>	Brassicaceae	6	Herb
NI 1	-	6	Herb
Poaceae 4	Poaceae	5	Herb
<i>Croton urucurana</i> *	Euphorbiaceae	3	Arb
<i>Solanum</i> sp2	Solanaceae	3	Arb
Poaceae 3	Poaceae	3	Herb
<i>Porophyllum ruderale</i>	Asteraceae	3	Herb
<i>Peltophorum dubium</i> *	Fabaceae/Caesalpinoideae	2	Arb
<i>Ipomea indivisa</i>	Convolvulaceae	2	Herb
<i>Phyllanthus niruri</i>	Phyllantaceae	2	Herb
<i>Solanum aculeatissimum</i>	Solanaceae	1	Arb
<i>Ageratum conizoides</i>	Asteraceae	1	Herb
<i>Amaranthus deflexus</i>	Amaranthaceae	1	Herb
<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae	1	Herb
<i>Brachiaria</i> sp.	Poaceae	1	Herb
<i>Cardiospermum halicabum</i>	Sapindaceae	1	Herb
<i>Chamaesyce prostrata</i>	Euphorbiaceae	1	Herb
<i>Eragrostis pilosa</i>	Poaceae	1	Herb
<i>Hyptis atrorubens</i>	Lamiaceae	1	Herb
<i>Hyptis brevipes</i>	Lamiaceae	1	Herb
<i>Sida rhombifolia</i>	Malvaceae	1	Herb

NI = não identificada; NIG = número de indivíduos germinados; \*= espécies utilizadas no plantio.