

**CONTROLE BIOLÓGICO DE *Brachiaria decumbens* Stapf EM ÁREA
DE RESERVA LEGAL EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO, NA
REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, SÃO PAULO, BRASIL.**

ELISANGELA RONCONI RODRIGUES

Orientador: Prof. Dr. REINALDO MONTEIRO

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, campus de Rio Claro, para obtenção de título de doutor em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia Vegetal.

RIO CLARO, DEZEMBRO DE 2010.

*Dedico este trabalho
aos meus dois
sobrinhos, Rafael e
Gabriela. Para que
vocês cresçam em um
mundo com mais
verde...*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, só posso agradecer a minha família: meus pais e minha irmã, que sempre me apoiaram incondicionalmente em todas as minhas decisões e sempre torceram para a realização de todos os meus sonhos. Sem vocês, eu não teria cumprido mais esta importante etapa na minha vida...

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Reinaldo Monteiro, pela tranquilidade na orientação deste trabalho, e acima de tudo, pela competência. Foram muitas as minhas dificuldades e sem a sua importante colaboração, eu não teria concluído este curso. Que bom se todos os mestrandos e doutorandos tivessem a sorte e a oportunidade de tê-lo como orientador...

Agradeço ao Ary Freitas Cordeiro, pessoa especial com a qual sempre pude contar para me incentivar na reta final deste trabalho. Agradeço também pelo carinho e apoio.

Agradeço ao IPE (Instituto de Pesquisas Ecológicas) pelo fomento a esta pesquisa, em especial, ao amigo Laury Cullen Jr. que sempre foi uma pessoa muito importante em minha vida acadêmica e esteve presente em todas as fases deste trabalho. Muito obrigada por toda sua colaboração!

Agradeço a Capes, pela bolsa concedida.

Agradeço a todos que mesmo não citados nesta lista, estiveram presentes nesses 04 anos da minha vida e direta ou indiretamente, colaboraram e apoiaram a conclusão deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
1.1 Hipóteses	5
1.2 Objetivos	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1 A Reserva Florestal Legal	6
2.2 Espécies Exóticas Invasoras	8
2.2.1 <i>Brachiaria decumbens</i> como espécie exótica invasoras	9
2.3 A Recuperação de Áreas Degradadas	12
2.4 O Uso de Leguminosas Forrageiras na Recuperação de Áreas Degradadas	16
3. METODOLOGIA	18
3.1 Caracterização da Área de Estudo	18
3.1.1 Clima	19
3.1.2 Solos e Geomorfologia	19
3.1.3 Recursos Hídricos	20
3.1.4 Vegetação	20
3.1.5 Histórico de Ocupação do Pontal do Paranapanema	21
3.1.6 A Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança	24
3.2 Delineamento Experimental	26
3.2.1 Características Biológicas das Espécies Testadas	28
3.3 Levantamentos Florísticos e Fitossociológicos	30
3.4 Crescimento das Espécies Florestais	31
3.5 Controle Biológico de <i>Brachiaria decumbens</i>	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1 Análise Fitossociológica da Comunidade Florestal	32
4.2 Levantamento fitossociológico e controle das espécies invasoras.	40
4.3 Controle Biológico de <i>Brachiaria decumbens</i>.	46
4.4 Avaliação do Crescimento das Espécies Florestais	52

CONCLUSÕES	54
CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
ANEXOS	68

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1: Limite Regional do Pontal do Paranapanema	18
FIGURA 2: Mapa de Solos da região do Pontal do Paranapanema	20
FIGURA 3: Mapa da vegetação do Pontal do Paranapanema	21
FIGURA 4: Delimitação da extinta “Grande Reserva do Pontal”	23
FIGURA 5: Localização do Município de Euclides da Cunha Paulista	25
FIGURA 6: Área de Reserva Legal recuperada	26
FIGURA 7: Croqui do arranjo espacial do consórcio realizado para a recuperação da área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, Município de Euclides da Cunha Paulista, SP.	27
FIGURA 8: Cobertura do solo (%) por <i>Brachiaria decumbens</i> e <i>Dolichos lablab</i> na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP.	46
FIGURA 9: Cobertura do solo (%) por <i>Brachiaria decumbens</i> e <i>Crotalaria spectabilis</i> na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista.	47
FIGURA 10: Cobertura do solo (%) por <i>Brachiaria decumbens</i> e <i>Mucuna aterrima</i> na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista - SP.	48
FIGURA 11: Cobertura do solo (%) por <i>Brachiaria decumbens</i> e <i>Macrotyloma axillare</i> na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista.	50

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1: Espécies arbóreas presentes no levantamento realizado na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista, São Paulo.	32
TABELA 2 - Espécies arbóreas amostradas aos 03 meses pós-plantio na área de reserva legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista-SP, por ordem decrescente de VI, onde: N = número de indivíduos; DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); FA = frequência absoluta (%); DA = densidade absoluta (árvores/ha); VI = valor de importância; VC = valor de cobertura; GE = grupo ecológico, onde: P = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímax.	34
TABELA 3 - Espécies arbóreas amostradas aos 18 meses pós-plantio na área de reserva legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista-SP, por ordem decrescente de VI, onde: N = número de indivíduos; DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); FA = frequência absoluta (%); DA = densidade absoluta (árvores/ha); VI = valor de importância; VC = valor de cobertura; GE = grupo ecológico, onde: P = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímax.	35
TABELA 4: Espécies invasoras presentes na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança., município de Euclides da Cunha Paulista – SP.	41
TABELA 5: Parâmetros fitossociológicos da comunidade infestante presente na área de Reserva Legal recuperada do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, onde: F = FREQUÊNCIA; FR = FREQUÊNCIA RELATIVA; D = DENSIDADE; DR = DENSIDADE RELATIVA; Ab = ABUNDÂNCIA; AbR = ABUNDÂNCIA RELATIVA; IR = ÍNDICE DE IMPORTÂNCIA RELATIVA.	42
TABELA 6: Parâmetros fitossociológicos da comunidade infestante para cada tratamento presente na área de Reserva Legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, sendo: (T1 = LAB-LAB; T2 = CROTALÁRIA; T3 = MUCUNA; T4 = JAVA e T5 = TESTEMUNHA), onde: F = FREQUÊNCIA; D = DENSIDADE e Ab = ABUNDÂNCIA.	43
TABELA 7: Médias de crescimento em altura (cm) das espécies florestais analisadas para cada tratamento presente na área de Reserva Legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, onde: T1 = LAB-LAB; T2 = CROTALÁRIA; T3 = MUCUNA; T4 = JAVA e T5 = TESTEMUNHA, dois anos após o plantio.	52

RESUMO

O Pontal do Paranapanema, a segunda região mais pobre do Estado de São Paulo, tem histórico de devastação florestal recente: até 1942, toda a região possuía cobertura florestal nativa protegida por lei, a chamada “Grande Reserva do Pontal”, a qual foi transformada em grandes fazendas de pastagem por meio de desmatamentos ilegais e grilagem de terras, transformando a área num mosaico altamente fragmentado. No entanto, é no Pontal do Paranapanema que encontramos a maior área contínua de Floresta Estacional Semidecidual, contida no Parque Estadual Morro do Diabo. Este histórico torna claro que ações que promovam a restauração de áreas degradadas na região tem importância indiscutível na conservação e perpetuação do bioma Floresta Estacional e sua biodiversidade, que inclui espécies raras e ameaçadas de extinção, como o mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus*). Diante do exposto esta pesquisa teve por objetivos: caracterizar florísticamente um plantio realizado para restauração de reserva legal e testar o uso de espécies nas entrelinhas deste plantio para controle das invasoras, hoje citadas como um dos maiores empecilhos aos projetos de restauração. Para tal, foram demarcadas 16 parcelas de 20 x 30 metros, representando quatro tratamentos em três repetições, com uma testemunha par cada tratamento. Os quatro tratamentos correspondem a espécies de leguminosas que foram testadas nas entrelinhas, sendo elas: Lab-lab (*Dolichos lablab*), Crotalária (*Crotalaria spectabilis*) Mucuna-Preta (*Mucuna aterrina*), e Java, leguminosa híbrida obtida do cruzamento e seleção de dois cultivares de *Macrotyloma axillare*. Os resultados mostraram que as leguminosas tem efeito sobre o desenvolvimento de *Brachiaria decumbens* apenas no início de seu ciclo de vida. Duas espécies de leguminosas (*Mucuna aterrina* e *Macrotyloma axillare*) foram eficientes no controle de *B. decumbens* durante todo período de análise, porém, levaram a mortalidade de todas as mudas de espécies arbóreas presentes nas parcelas, mostrando a necessidade de manejo destas coadjuvantes quando utilizadas no controle biológico.

Palavras-chave: Recuperação de Áreas Degradadas; Controle Biológico; Espécies Invasoras; Reserva Legal.

ABSTRACT

The Pontal do Paranapanema, the second poorest region in the state of São Paulo, has a history of recent forest destruction: up to 1942, the entire region had native forest protected by law, the "Grande Reserva do Pontal", which was transformed on grazing on large farms by illegal logging and land grabbing, transforming the region into a highly fragmented mosaic. However, it is in the Pontal that it is found the largest continuous area of seasonal semideciduous forest, contained in the Morro do Diabo State Park. This history makes clear that actions to promote the restoration of degraded areas in the region has a key importance in the preservation and perpetuation of seasonal forest biome and its biodiversity, including rare and endangered species such as the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). This study aimed to characterize floristically an area of restoration for a legal reserve and test the use of some species for weed control, today cited as one of the biggest impediments to restoration projects. For this purpose, 16 plots with 20 x 30 meters each were demarcated, representing four treatments and a control in three replicates. The four treatments correspond to legumes species that were tested, namely: *Dolichos lablab*, *Crotalaria spectabilis*, *Mucuna aterrima*, "Java", a legume hybrid obtained from crossing and selection of two cultivars of *Macrotyloma axillare*. The results show that the pulses have an effect on the development of *Brachiaria decumbens* in the beginning of its life cycle. Two species of legumes (*Mucuna aterrima* and *Macrotyloma axillare*) were efficient in controlling *B.decumbens* during the whole period of analyses, but also led to death of all tree species in these plots, showing the need for management of these species when used in biological control.

Key Words: Recovery of Degraded Areas; Biological Control; Invasive Species; Legal Reserve.

1. INTRODUÇÃO

As Florestas Tropicais, embora cubram apenas 7% da superfície terrestre, contêm mais da metade das espécies da biota mundial (WILSON *et al.*, 1997). Dentre as florestas tropicais brasileiras, a Floresta Atlântica *lato sensu* (que envolve uma série de formações como a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual, além de ecossistemas associados) foi a que sofreu maior devastação devido a ocupação populacional e expansão das fronteiras agropecuárias, restando algo em torno 7% de sua área original (REIS; ZAMBONIN e NAKAZONO, 1999).

Isto faz da Mata Atlântica um dos biomas mais ameaçados do mundo, pois se apresenta como um mosaico composto por poucas áreas ainda relativamente extensas, principalmente nas regiões sul e sudeste do Brasil, levando ao quadro conhecido como fragmentação florestal (ZAU, 1998). A fragmentação é, na grande maioria das vezes, um processo antrópico de ruptura da continuidade das unidades de uma paisagem, resultando em mudanças na composição e diversificação das comunidades que nela habitam. Isto acaba por isolar e reduzir as áreas que são propícias à sobrevivência das populações, causando extinções locais e reduzindo a variabilidade genética das mesmas, conseqüentemente, levando à perda de biodiversidade (METZGER, 1999).

Com base nos dados da Fundação SOS Mata Atlântica, o Estado de São Paulo possuía, originalmente, 68% de seu território com esta formação florestal, o que equivale a 16.918.918 hectares. O último levantamento realizado (período de 2008 a 2010, que identificou fragmentos florestais maiores que 10 hectares) mostra que a cobertura florestal atual deste bioma no estado é de apenas 2.304.840 hectares, havendo uma redução para 13,62% de cobertura florestal remanescente, (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2010).

Dentre essas três fisionomias, a Floresta Estacional Semidecidual foi o tipo florestal mais devastado no Estado de São Paulo. A devastação dessa formação florestal ocorreu associada à expansão da fronteira agrícola, já que ocupavam os solos de maior fertilidade no Estado de São Paulo, e em regiões com relevo favorável à agricultura. Dos fragmentos remanescentes, poucos têm área representativa e encontram-se preservados, tornando escassas as áreas disponíveis para pesquisa sobre Floresta Estacional Semidecidual no Estado de São Paulo (DURIGAN *et al.*, 2000).

Mesmo que poucos e em pequenas quantidades, estes fragmentos florestais restantes assumem fundamental importância para a perenidade do Bioma Atlântico no Brasil (ZAU, 1998). Tal importância foi reconhecida com a sua inclusão da Mata Atlântica

na lista de hotspots organizada pela Conservation International (MYERS *et al.*, 2000).

Frente a este panorama, emergiu não só a necessidade de se preservar os fragmentos florestais existentes, como de se recompor áreas onde outrora existia vegetação nativa. A atual supressão da vegetação e a velocidade com que esta ocorreu culminou num aumento pela demanda por pesquisas nesta área, criando-se os primeiros modelos de recuperação (RODRIGUES, 1999).

Atualmente, é comum falar em recuperação de áreas degradadas e sua importância é inquestionável. Carvalho (2000) considera como degradada uma área que, após um distúrbio, não possui condições naturais de regeneração, ou seja, apresenta baixa resiliência e não deve ser confundida com “área perturbada”, que seria uma área que, mesmo após sofrer distúrbios, ainda mantém condições de regeneração biótica.

As primeiras iniciativas que visam a recuperação de áreas degradadas são muito antigas em nosso país, e tiveram início no século XIX, quando 60 mil mudas de árvores foram plantadas por escravos numa área de 1600 hectares que hoje constitui a Floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro. Embora esta primeira ação de restauração ecológica no Brasil tenha sucedido ainda no século XIX, suas bases científicas foram introduzidas no país apenas na década de 1980. Por tratar-se de uma ciência recente e de caráter eminentemente multidisciplinar, seu escopo vem sendo delineado e redefinido constantemente (COSTA *et al.*, 2005).

A recuperação de sítios degradados não é um processo simples. Após sofrer um distúrbio, um sítio degradado perde, juntamente com a sua vegetação, os seus meios bióticos de regeneração, impedindo, assim, o retorno natural do ecossistema à sua condição inicial. Nesses casos, é necessária uma forte intervenção antrópica para que sejam superados impedimentos existentes à recuperação natural do ecossistema, possibilitando o retorno da área à condição pré-existente ou a algum estado estável permanente (RODRIGUES e GANDOLFI, 2001).

Atualmente, o controle de espécies invasoras em projetos de restauração ambiental é uma das etapas mais críticas e onerosas de todo o processo. Portanto, técnicas de manejo que visem redução de custos e controlem com eficiência as espécies invasoras são fundamentais para garantir o sucesso dos plantios realizados para recuperação de áreas degradadas.

Diante do exposto, fica evidente a necessidade de recuperação de áreas onde outrora existia vegetação nativa. Assim, este trabalho desenvolveu-se em uma área de Reserva Legal em fase de recuperação, cuja metodologia adotada foi o plantio de mudas de espécies florestais consorciadas com espécies forrageiras de adubação verde, visando o

controle biológico de espécies invasoras.

1.1 Hipóteses

Duas hipóteses foram estabelecidas para o desenvolvimento desta pesquisa:

- a) Gramíneas invasoras podem ser controladas com o uso de espécies leguminosas forrageiras consorciadas às mudas das espécies arbóreas em um plantio de recuperação de uma área de Reserva Legal.
- b) As espécies de leguminosas não interferem no crescimento e desenvolvimento das espécies arbóreas.

1.2 Objetivos

Considerando as hipóteses de pesquisa, tem-se como objetivo geral avaliar o efeito de quatro espécies de leguminosas no controle de gramíneas invasoras em um plantio para restauração de Reserva Legal, no Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista, na região do Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo.

Para tal, foram delimitados os seguintes objetivos específicos:

- Analisar a comunidade florestal implantada na área, a fim de se conhecer as espécies que compõem o plantio e se essas são características do bioma presente na região (Floresta Estacional Semidecidual), de acordo com a legislação estadual vigente.
- Conhecer a comunidade infestante da área.
- Avaliar o uso de quatro espécies de leguminosas nas entrelinhas das espécies arbóreas, quanto a eficácia destas no controle de espécies invasoras, principalmente *Brachiaria decumbens*.
- Avaliar o crescimento das espécies florestais consorciadas com as espécies leguminosas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A Reserva Florestal Legal

A expansão da fronteira agrícola foi o principal fator de fragmentação florestal no Brasil. Consorciada com o crescimento populacional que ocorreu de forma demasiadamente desordenada, tem-se um quadro caótico de destruição em massa da vegetação nativa, causando danos irreparáveis à biodiversidade.

Com a finalidade de se conservar a vegetação natural, a legislação ambiental determina que todas as propriedades rurais devem reservar parte de sua área com cobertura vegetal, que é denominada de Reserva Florestal Legal ou simplesmente Reserva Legal (CAMPOS; COSTA FILHO e NARDINE, 2002).

A preocupação em preservar parte das matas das propriedades rurais é antiga em nosso país, existindo desde os tempos do Brasil Colônia, quando a escassez de madeira adequada para a construção das embarcações navais portuguesas levou, em 1698, a Coroa a limitar o corte da madeira pelas sesmarias. Assim, o corte em áreas onde ainda haviam espécies com madeira adequada para construção das embarcações navais, as chamadas “madeira de lei” ou “pau real” ficou reservado aos governadores, podendo ser vendidas exclusivamente para os estaleiros reais (DEAN, 1996). O termo madeira de lei é utilizado até hoje para designar as madeiras nobres em nosso país (JOELS, 2002).

No entanto, a iniciativa de criação de um código florestal surgiu apenas por volta de 1920, durante o governo de Epitácio Pessoa. Até então, o Brasil ainda não possuía leis de proteção e regulamentação das áreas com vegetação nativa. Mas, somente em 1931, foi elaborado um anteprojeto para este fim, que, em 1934, foi transformado em lei a partir do Decreto 23.793, ficando conhecido como o Código Florestal de 34. Muitas foram as inovações trazidas por este código, dentre elas, a limitação ao direito de uso das propriedades rurais, a chamada “quarta parte”, que tornava obrigatório que 25% da área de cada propriedade fosse mantida com cobertura vegetal nativa (JOELS, 2002).

Desde seu início, o Código Florestal vem sofrendo inúmeras alterações, por meio de leis e medidas provisórias, o que demonstra a dificuldade dos legisladores em conciliar os interesses dos diversos atores envolvidos no assunto. Em 1965, a Lei Federal 4.771 instituiu o novo código florestal, cuja redação determina, em seu artigo 16, a destinação de 20% da área das propriedades rurais como Reserva Legal em imóveis localizados nas regiões de ocorrência do Bioma Atlântico, sendo que esta não pode ser suprimida e poderá ser utilizada apenas sob regime de manejo florestal sustentável, devendo ser “averbada à

margem da inscrição de matrícula do imóvel, no registro de imóveis competente, sendo vedada a alteração de sua destinação, nos casos de transmissão, a qualquer título, ou de desmembramento da área” (Parágrafo acrescentado pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989).

A Lei 8.171 de 17 de janeiro de 1991 definiu que serão isentas de tributação e do pagamento do Imposto Territorial Rural as áreas dos imóveis rurais consideradas de Reserva Legal e de Preservação Permanente. Esta isenção de impostos serve como um instrumento eficaz para a conservação e gestão das áreas de Reserva Legal (MACHADO, 2001).

O Brasil possui mais vegetação natural protegida pelo Código Florestal do que em Unidades de Conservação de domínio público, sendo este o principal mecanismo de conservação em termos de abrangência territorial (SPAROVEK *et al.*, 2010). Assim, a Reserva Legal tem importante papel ambiental, contribuindo na preservação da biodiversidade e na manutenção do equilíbrio ecológico. E como essa área é plausível de uso, desde que não se pratique o corte raso, também exerce a função no fornecimento de bens econômicos de forma sustentável (CAMPOS; COSTA FILHO e NARDINE, 2002).

Entretanto, o Código Florestal não tem funcionado adequadamente na conservação da vegetação natural no que diz respeito às áreas de Reserva Legal e de Preservação Permanente, pois dos 278 milhões de hectares ocupados pelo setor agropecuário no Brasil pelo menos 83 milhões estão em situação de não conformidade com o Código Florestal e teriam que ser recuperados. Do total de 103 milhões de hectares de Áreas de Preservação Permanente existentes no Brasil, apenas 59 milhões de hectares têm vegetação natural. Em relação a Reserva Legal, existe um déficit de vegetação natural aproximado em torno de 43 milhões de hectares. Este déficit em APPs e RL ocorre em todas as regiões agropecuárias do Brasil, das mais antigas até as mais novas, independente da atividade ou região em que elas se encontram (SPAROVEK *et al.*, 2010).

Ainda que sua importância ambiental e seu potencial econômico seja reconhecido por amplos setores da sociedade, o fato é que existem barreiras culturais, normativas, técnicas e econômicas para que estas exigências legais sejam cumpridas pelos agricultores. No caso de pequenos produtores familiares este problema tende a se agravar, em função da pouca disponibilidade de área para o cultivo e sobrevivência da família (RAMOS-FILHO e FRANCISCO, 2004).

2.2 Espécies Exóticas Invasoras

Na Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica, definiu-se que “exótica” ou “espécie exótica” refere-se a uma espécie ocorrente fora de sua área de distribuição natural; e “espécie exótica invasora” refere-se àquelas espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies (ZILLER, 2000), devido sua alta capacidade de crescimento, proliferação e dispersão, capazes de modificar a composição, estrutura ou função do ecossistema. Nessa definição não se considera as espécies nativas que, por algum desequilíbrio ecológico, passam a crescer e se multiplicar descontroladamente, comportando-se como invasoras. A essas espécies pode-se atribuir o termo “superdominantes” (MATOS e PIVELLO, 2009).

As invasões biológicas podem se originar de introduções intencionais ou não intencionais, e causam danos ecológicos, econômicos, culturais e sociais. Ao longo dos últimos séculos muitas espécies foram intencionalmente introduzidas pelo homem em novos ambientes. As introduções são realizadas sempre com boas intenções. Em muitos casos elas são benéficas, a exemplo da maioria das espécies cultivadas, de muitas plantas ornamentais e de alguns organismos para controle biológico. Muitas espécies, entretanto, tornam-se invasoras quando seus impactos negativos sobressaem-se a eventuais benefícios (CONABIO, 2009).

Espécies exóticas invasoras não apenas sobrevivem e se adaptam ao novo meio, mas também passam a exercer processos de dominância sobre a biodiversidade nativa. Alteram características naturais e o funcionamento de processos ecológicos, incorrendo em quebra de resiliência de ecossistemas naturais, redução de populações de espécies nativas e perda efetiva de biodiversidade. Em função do grau de impacto registrado em todo o mundo, espécies exóticas invasoras constituem atualmente a segunda causa mundial de perda de diversidade biológica (ZILLER, 2000).

Habitats florestais perturbados parecem ser muito mais suscetíveis às invasões biológicas, pois muitas invasoras são heliófitas, encontrando mais oportunidades de estabelecimento nestes locais modificados. Em geral, fragmentos pequenos de habitats naturais são mais suscetíveis a invasão biológica do que grandes áreas contínuas (DISLICH, 2002).

Além da perda de biodiversidade, danos econômicos mais diretos e imediatos estão associados à chegada de espécies invasoras ao Brasil: dispersão de pragas, competição com espécies de interesse econômico, perda da capacidade produtiva dos ecossistemas e do valor da paisagem, além de prejuízos sociais como a introdução de parasitas e vetores de

doenças humanas. (IBGE, 2004).

A crescente globalização, a ampliação das vias de transporte, o incremento do comércio e do turismo internacional, aliado às mudanças no uso da terra, das águas e às mudanças climáticas decorrentes do efeito estufa, tendem a ampliar significativamente as oportunidades e os processos de introdução e de expansão de espécies exóticas invasoras nos diversos ecossistemas da terra (CONABIO, 2009).

Como agravante, as tecnologias para o controle de espécies invasoras não têm acompanhado o excessivo avanço da propagação de exóticas, sendo as opções disponíveis poucas e muitas vezes ineficientes (SIGG, 1999).

A relevância da problemática das espécies exóticas invasoras culminou na Resolução CONABIO no 5 de 21 de outubro de 2009, cujo objetivo é prevenir e mitigar os impactos negativos de espécies exóticas invasoras sobre a população humana, os setores produtivos, o meio ambiente e a biodiversidade, por meio do planejamento e execução de ações de prevenção, erradicação, contenção ou controle de espécies exóticas invasoras com a articulação entre os órgãos dos Governos Federal, Estadual e Municipal e a sociedade civil, incluindo a cooperação internacional.

2.2.1 - *Brachiaria decumbens* como espécie exótica invasora

O Brasil possui 25% de sua extensão territorial com pastagem, sendo o gênero *Brachiaria* o de maior uso e interesse para este fim (SILVA, 2005). O grande interesse dos pecuaristas pelas espécies do gênero *Brachiaria* é atribuído à alta produção de massa seca das plantas, por apresentarem poucos problemas de doenças e por terem crescimento satisfatório durante a maior parte do ano, inclusive no período seco. Além disso, é salientada a adaptação de espécies do gênero a vários tipos de solos e, principalmente, pela resistência à cigarrinha das pastagens (VALLE *et al.*, 2000).

Brachiaria decumbens Stapf, é originária da Região dos Grandes Lagos em Uganda (África). Essa gramínea foi introduzida no Brasil na década de 1960 para uso como forração em sistemas pastoris. A espécie é vigorosa e perene. É resistente à seca, adaptando-se bem em regiões tropicais úmidas. É pouco tolerante ao frio e cresce bem em diversos tipos de solo, porém, requer boa drenagem e condições de média fertilidade, pois a produção de forragem varia com a fertilidade do solo e umidade disponível, vegetando bem em terrenos arenosos e argilosos (VILELA, 2009). No Brasil, foi amplamente difundida na região de Cerrados devido sua tolerância aos solos com alto teor de alumínio e sujeito a secas sazonais (SEIFERT, 1984).

De acordo com Serrão & Simão Neto (1971), a primeira introdução de *Brachiaria decumbens* no Brasil ocorreu no IPEAN (Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuária Norte), em 1952, sendo a espécie que predominou nas pastagens brasileiras até início da década de 1970. (SILVA, 2005). Entretanto, as pastagens formadas com essa forrageira apresentam redução gradativa de produtividade após seu estabelecimento (CARVALHO *et al.*, 1991), motivo pelo qual vêm sendo gradativamente substituída por outras espécies do gênero devido suas exigências quanto a fertilidade dos solos para uma boa produção (SILVA, 2005). Além do uso para pastagens, *Brachiaria decumbens* também pode ser utilizada para recuperação de taludes, devido sua rápida cobertura vegetal, que auxilia na estabilidade do solo e controla processos erosivos (ALMEIDA, 2010).

Graças à sua ampla disseminação, diversos trabalhos apontam para esta espécie como invasora de intensa agressividade, causando prejuízos a plantios comerciais e culturas agrícolas tanto pela competição que esta exerce com as demais plantas, como pelos gastos com seu controle (TOLEDO *et al.* 1999).

As espécies gênero *Brachiaria* constituem vegetação clímax de pradarias Africanas e apresentam atributos para sobrepujar a pressão competitiva de outras plantas, especialmente as de porte arbóreo. Deste modo, conseguem se estabelecer e formar bancos de colonização em outras formações vegetais (PITELLI, 2008).

Há uma tendência muito forte, principalmente no Brasil, de que os processos de restauração devam ser iniciados com plantas arbóreas. Entretanto, o processo sucessional não inicia somente com espécies arbóreas, mesmo que o clima local seja propício a uma comunidade florestal. O processo é iniciado com algumas espécies e formas de vida, geralmente gramíneas, ervas e arbustos, que exercem o papel de facilitadoras, melhorando as condições ambientais, para gradativamente retornar ao ambiente relacionado com a capacidade suporte do clima e solo local (ROGALSKI *et al.*, 2003).

Como a grande maioria dos projetos de recuperação de áreas degradadas tem início em solo nu, tem-se aí o habitat adequado para instalação de populações com características pioneiras. As plantas pioneiras normalmente apresentam grande agressividade e rusticidade, caracterizadas por: elevada produção de diásporos; capacidade de produção de diásporos em larga faixa de condições ambientais; diásporos dotados de adaptações para disseminação em curta e em longas distâncias; diversos e complexos mecanismos de dormência; elevada longevidade; não uniformidade no processo germinativo e capacidade de germinação em muitos ambientes. Além disso, estas plantas possuem capacidade de produção contínua de diásporos pelo maior tempo que as condições permitirem; desuniformidade nos processos de florescimento, frutificação, brotação de gemas em

tubérculos, bulbos ou rizomas; rápido crescimento vegetativo e florescimento precoce; produção de estruturas reprodutivas diversas; quando alógamas, utilizam agentes de polinização inespecíficos ou o vento; utilizam processos especiais de competição pela sobrevivência, como a alelopatia ou hábito trepador. Quando perene, apresenta vigorosa reprodução vegetativa ou regeneração de fragmentos e fragilidade na região do colo, de modo a não poder ser arrancada e desligada totalmente do solo (BAKER, 1974¹ *apud* PITELLI, 2008). Todas essas características conferem alta capacidade de sobrevivência a estas plantas em muitos ambientes, especialmente naqueles com elevado distúrbio.

Neste contexto tem-se um paradoxo: as gramíneas encontram no ambiente em fase de recuperação condições ambientais propícias ao seu desenvolvimento, visto que são espécies colonizadoras de início de sucessão e apresentam as características ecológicas de tais plantas. Entretanto, tornam-se espécies invasoras altamente prejudiciais aos plantios de recuperação, uma vez que muitas espécies do gênero *Brachiaria* apresentam efeitos alelopáticos sobre outras plantas (VIDAL *et al.*, 1986; STANIZIO *et al.*, 1991; ALMEIDA, 1993; SOUZA FILHO *et al.*, 1997; MARTINS *et al.*, 2006; SOUZA *et al.* 2006), podendo impedir a germinação do banco de sementes na área e afetar os mecanismos de regeneração natural desta ou mesmo pela competição por recursos do meio que são essenciais ao crescimento das árvores (PARROTA *et al.* 1997; TOLEDO *et al.*, 1999).

Estudos em plantios comerciais e culturas agrícolas mostram que, para sobreviverem, os competidores disputam espaço físico, luz solar, nutrientes e água, sendo mais crítico o período inicial do plantio (PITELLI e MARCHI, 1991; TOLEDO *et al.*, 2000). As interações competitivas entre espécies de plantas são afetadas por diversos fatores. Dentre os fatores ligados à comunidade infestante, a densidade de plantas é sem dúvida um dos fatores mais importantes, de tal forma que quanto maior for a densidade da comunidade infestante, maior será a quantidade de indivíduos que disputam os mesmos recursos do meio e, portanto, mais intensa será a competição sofrida pela cultura (CHISTOFFOLETI e VICTORIA FILHO, 1996).

Tais premissas podem ser assumidas para processos de mato-competição entre gramíneas invasoras e mudas de espécies arbóreas nativas em plantios de recuperação, justificando o controle inicial de braquiária, visto que esta forma grande quantidade de biomassa e exerce forte fator competitivo com as mudas implantadas na área em recuperação, além de provocar sombreamento nestas, desfavorecendo seu crescimento (ELIASON e ALLEN, 1997; TOLEDO *et al.* 1999; PEDROSO *et al.* 2003; MARTINS, *et al.* 2004).

¹ Baker, H.G. The evolution of weeds. **Annual Review of Ecology and Systematic**, 5: 1-24, 1974.

Atualmente, *Brachiaria decumbens* se tornou uma das plantas mais problemáticas na recuperação de áreas degradadas. Sem o controle desta planta exótica invasora é muito difícil a implantação da vegetação arbórea em áreas degradadas. Na região do Oeste de São Paulo, por exemplo, vários projetos de recuperação da vegetação natural foram totalmente perdidos pela interferência desta gramínea. Além de competirem com as plantas desejadas, essas plantas invasoras podem promover outras formas de interferência que prejudicam o processo de recuperação de áreas degradadas. A propagação de incêndios é uma forma de prejuízo bastante comum e é facilitado por *Brachiaria decumbens*, graças a formação de grandes quantidades de palha no período de estiagem formada por esta gramínea (PITELLI, 2008).

2.3 A Recuperação de Áreas Degradadas

Atualmente, o controle de espécies invasoras em projetos de restauração ambiental é uma das etapas mais críticas e onerosas de todo o processo. Segundo Pitelli (2008), estima-se que 70% do custo dos primeiros dois anos de implantação de matas ciliares são para o controle de plantas invasoras. Portanto, técnicas de manejo que visem redução de custos e controlem com eficiência as espécies invasoras são fundamentais para garantir o sucesso dos plantios realizados para restauração de áreas degradadas.

Controle por agentes biológicos, erradicação manual, remoção mecânica, queimadas e herbicidas são as técnicas mais comumente utilizadas para controle de espécies exóticas invasoras. Porém, tais técnicas apresentam limitações e também terão ação prejudicial para a biodiversidade nativa, como é o caso do fogo, da mecanização e do uso de herbicidas (SIGG, 1999)

Espécies exóticas invasoras podem interferir na recuperação de áreas degradadas em diferentes aspectos. Primeiro, porque sua presença ou dominância em um sítio pode ser um importante indicador para avaliação do processo de recuperação. Segundo, as espécies exóticas podem ser as primeiras a colonizar um sítio após o processo de retirada da vegetação nativa, dificultando a condução do plantio nativo. Terceiro, porque mesmo após seu controle, estas espécies podem formar bancos de sementes que irão dificultar a gestão e manejo da área ao longo do processo de recuperação. Por fim, tais espécies podem ser utilizadas intencionalmente durante um processo de recuperação que envolva necessidades específicas cujas espécies nativas não sejam capazes de suprir ou caso a degradação do sítio seja tão intensa que não favoreça o plantio de nativas. (ANTONIO e MEYERSON, 2002).

O objetivo da restauração ecológica é dar início ao restabelecimento de ecossistemas degradados, criando condições que estimularão o ecossistema a resultar naquilo que se acredita ser uma área natural estável. Esta trajetória deve conduzir os ecossistemas rumo a condições similares a um sistema referencial que represente um estágio avançado de desenvolvimento sobre a trajetória natural do ecossistema (ANAND e DESROCHERS, 2004). Entretanto, segundo Arato *et al.* (2003), nem sempre é possível o retorno de um ecossistema modificado à sua condição original devido, entre outras causas, ao estado de degradação a que foi submetido.

Existem diferentes propostas metodológicas que visam a recuperação ou a restauração de áreas degradadas, assim como existe muita discussão sobre a utilização desses dois termos. Atualmente, o plantio de mudas tem sido o método mais utilizado em projetos desta natureza (FERREIRA, 2006). Assim, o uso de princípios teóricos sobre sucessão vegetal, em áreas degradadas, constitui uma importante ferramenta para sua reabilitação, pois em uma área em recuperação por meio de plantio de mudas, observa-se a presença de espécies características dos estádios sucessionais primário e secundário ocorrendo simultaneamente (VALCARCEL e SILVA, 1997).

Estes modelos visam aproximar a área em processo de restauração ao que ocorre em florestas, pois mesmo sem a interferência antrópica, estes ambientes constituem um mosaico formado por unidades em diferentes estágios sucessionais devido a constante substituição de espécies e a formação de clareiras. Num ambiente natural, por exemplo, diferentes espécies arbóreas colonizam estes espaços. Primeiro, surgem as espécies que toleram a luz e o calor; à medida que estas espécies crescem, passam a sombrear a área e criar novas condições naquele ambiente, proporcionando condições para outros grupos de espécies ocuparem o local. Com o passar do tempo, tem-se uma progressiva mudança na composição florística da área aberta e a floresta que vai se instalando aproxima-se da sua condição primitiva (MELO, 2004).

Assim, o grande desafio da restauração ecológica é “imitar” em campo experimental o que ocorre naturalmente em uma floresta, visto que o conceito de sucessão secundária é muito apropriado à regeneração artificial em áreas degradadas. (KAGEYAMA *et al.* 1992; BARBOSA, 2000; RODRIGUES e GANDOLFI, 2001).

Em relação à biodiversidade de plantios para fins de restauração, Souza (2000) afirma que, em geral, tem-se um baixo número de espécies em áreas reflorestadas. Isto pode ser um fator de comprometimento da diversidade da floresta passados alguns anos após o plantio, caso não haja uma colonização razoável por outras espécies. Para tal, a proximidade com possíveis “fontes” (sementes e seus agentes dispersores) é de extrema

importância para que novas espécies possam colonizar tais áreas. Viana e Pinheiro (1998) complementam que o isolamento de fragmentos florestais afeta os fluxos gênicos das populações, que podem ter sua perpetuação comprometida. Portanto, uma avaliação da biodiversidade presente na área torna-se imprescindível. No entanto, essa condição não é única: também é preciso avaliar se a área irá garantir seus processos ecológicos mínimos, como polinização, dispersão, regeneração natural e predação natural, fatores essenciais que poderão dizer se a área reflorestada será capaz de se regenerar e abrigar a fauna como uma floresta natural (SOUZA, 2000). Também o processo de sucessão florestal deve ser considerado, uma vez que esse processo caracteriza-se principalmente por um gradual aumento e substituição de espécies no tempo, em função das diferentes condições ambientais que vão se estabelecendo, nas quais diferentes táxons melhor se adaptam (LEITÃO FILHO *et al.*, 1998).

A recuperação de áreas degradadas é um processo muito antigo, podendo se encontrar exemplos de sua existência na história de diversos povos e civilizações antigas. Entretanto, sua aplicação não tinha nenhuma relação com concepções teórico-científicas e tais ações eram voltadas para objetivos específicos, como controle de erosão, estabelecimento de taludes ou melhoria visual, e a técnica empregada envolvia o simples plantio de mudas, feito de maneira aleatória e com utilização de espécies nativas e exóticas (RODRIGUES, 1999)

A restauração ecológica tem evoluído como ciência no Brasil desde o século XIX, quando se registra a primeira ação efetiva de reflorestamento sem fins produtivos no país. Na época, o Major Manoel Gomes Archer e seis escravos plantaram 60 mil árvores em uma área de 1.600 hectares na Floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro. Desde então, tem-se observado um aumento crescente em pesquisa e desenvolvimento com o tema, principalmente no bioma Mata Atlântica, reduzido a apenas 7% de sua área original. Embora esta primeira ação de restauração ecológica no Brasil tenha ocorrido ainda no século XIX, suas bases científicas foram introduzidas no país apenas na década de 1980 (RODRIGUES, 1999).

Por tratar-se de uma ciência recente e de caráter eminentemente multidisciplinar, seu escopo vem sendo delineado e redefinido constantemente (COSTA *et al.*, 2005). Assim, diversos autores procuraram definir e conceituar termos usados nesta nova área do conhecimento, como por exemplo: perturbação, degradação, estabilidade, resiliência, persistência, resistência, recuperação, reabilitação e restauração (CARPANEZZI, 2002; ENGEL e PARROTA, 2003; RODRIGUES e GANDOLFI, 2001). Existem ainda definições estabelecidas em dispositivos legais, como na Constituição Federal, na Lei

4.771/65 (Código Florestal) e Lei 6.938/81 (Política Nacional de Meio Ambiente), entre outros.

Muitas discussões foram estabelecidas entre os pesquisadores da área sobre esta questão terminológica, visto que os termos supracitados vem sendo utilizados sem maiores critérios de conceituação. Atualmente, os termos “restauração” e recuperação” são os mais utilizados (MOREIRA, 2004). Nas décadas de 1980 e 1990 muitos trabalhos relacionados à temática de áreas degradadas no Brasil enfocavam principalmente a degradação dos solos em áreas agrícolas e de mineração. Assim, firmou-se no país a expressão “Recuperação de Áreas Degradadas”, que advinha do termo “reclamation” em inglês. Em geral, os trabalhos da época buscavam a recuperação de solos, seguida ou complementada por plantios com espécies vegetais com qualquer finalidade, mas sem a preocupação com a estrutura do ecossistema (CARPANEZZI, 2005).

Também na década de 1980 surgiram alguns trabalhos voltados à restauração de ecossistemas florestais que incorporavam conceitos e paradigmas da ecologia. A restauração ecológica é definida por Engel e Parrota (2003) como a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se também seus valores econômicos e sociais.

Assim, os primeiros trabalhos de restauração florestal procuravam testar modelos de plantios de mudas com espécies de diferentes grupos sucessionais (BARBOSA 2000; KAGEYAMA e CASTRO, 1989). No entanto, utilizavam-se de um número muito reduzido de espécies, geralmente pioneiras, devido à dificuldade de obtenção de sementes e ao acúmulo incipiente de pesquisa e tecnologia com essências florestais nativas. Como resultado, muitos destes projetos fracassaram alguns anos após o plantio, após a senescência das pioneiras, seguida do crescimento de gramíneas exóticas (BARBOSA, 2001; SOUZA e BATISTA, 2004).

Atualmente, existe dentro da proposta metodológica de recuperação ou restauração de áreas degradadas, muitos modelos envolvendo o plantio heterogêneo de espécies florestais nativas, devido as especificidades encontradas em cada região onde há processo de degradação, pois diversas variáveis podem interferir no desempenho das espécies em cada modelo ou região onde são aplicados (SORREANO, 2002).

2.4 O Uso de Espécies Leguminosas Forrageiras na Recuperação de Áreas Degradadas

Leguminosas é o termo genérico dados as plantas pertencentes a família Fabaceae, que abrange desde espécies herbáceas e arbustivas até grande número de espécies arbóreas. No Brasil ocorrem cerca de 175 gêneros e 1500 espécies (SOUZA e LORENZI, 2008). Quase todas as espécies apresentam simbiose entre suas raízes e bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico, característica ecológica que assume grande importância econômica, visto que estas espécies são amplamente utilizadas no cenário agropecuário mundial como plantas de adubação verde e de forração para consórcio em pastagens.

Além disso, apresentam raízes com arquitetura e profundidade que permitem estabilizar solos com pouca instabilidade e têm um papel importante na revegetação de áreas degradadas, favorecendo o desenvolvimento da vegetação pela incorporação de nitrogênio (PEREIRA, 2006).

Dessa maneira, várias espécies vegetais leguminosas podem ser utilizadas na estabilidade dos taludes, revegetação de áreas impactadas, controle de erosão e proteção de margens de reservatórios e cursos d'água, criando, nestas situações, o que Urbanska (2004) definiu como “*safe sites*”, que seria a implantação de espécies em áreas degradadas que teriam a função de criar condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento de outras espécies utilizadas para recompor a vegetação nativa, no caso, as mudas florestais.

Os efeitos benéficos promovidos pelo desenvolvimento de plantas leguminosas são observados principalmente no solo. Nestes locais, caso exista nitrogênio extra, este pode ser liberado no solo, tornando-se disponível para outros vegetais (PEREIRA, 2006). Além das bactérias fixadoras de nitrogênio, o cultivo com leguminosas favorece um aumento na população de fungos micorrízicos nativos do solo. Esses microrganismos associam-se às raízes das plantas, aumentando a sua capacidade de absorção de água e nutrientes (SILVEIRA, 1992).

Entretanto, os efeitos promovidos pelas leguminosas nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo são bastante variáveis, dependendo de fatores como: a espécie utilizada, o manejo dado à biomassa, a época de plantio, o tempo de permanência dos resíduos no solo, as condições locais, e a interação entre esses fatores (ALCÂNTARA, 2000).

Além dos efeitos positivos nas condições de solo, plantas leguminosas forrageiras podem ser utilizadas para controlar a população de plantas espontâneas. Um dos efeitos promovidos por estas plantas é a ação alelopática. Dessa maneira, tanto durante o

crescimento vegetativo quanto durante o processo de decomposição, muitas espécies exercem inibição interespecífica, por meio da produção e liberação de substâncias químicas que interferem no crescimento de outras plantas. (ERASMO *et. al.*, 2004). Outro efeito importante que tem sido observado na supressão de plantas espontâneas é a barreira física exercida por plantas de cobertura durante os seus períodos de crescimento vegetativo e a competição por água, luz, oxigênio e nutrientes (FAVERO *et al.*, 2001). No entanto, na prática, é difícil distinguir se os efeitos de uma planta sobre a outra se devem à alelopatia ou à competição (ERASMO *et. al.*, 2004).

Severino e Chistoffoleti (2001) citam o uso eficiente de leguminosas forrageiras na redução da germinação e da produção de fitomassa seca de gramíneas invasoras. Silva *et. al.* (2009) também comprovou a redução da comunidade infestante na cultura do tomateiro devido plantio de entrelinhas com leguminosas forrageiras. Outros resultados positivos também foram obtidos por Fávero *et. al* (2001) e Erasmo *et. al* (2004).

De maneira geral, é importante considerar que o manejo de plantas invasoras em recuperação de áreas degradadas é uma nova linha de pesquisa em que se necessita uma série de dados de biologia e interferência destas plantas e as eficiências e impactos ambientais das várias modalidades de controle destas populações (PITELLI, 2008).

3 . METODOLOGIA

3.1 Caracterização da Área de Estudo

O Pontal do Paranapanema (FIGURA 1) é uma região conhecida em todo o Brasil devido aos intensos conflitos pela posse de terra, protagonizados pelo Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra – MST. Localizado no extremo Oeste de São Paulo, entre as confluências dos Rios Paraná e Paranapanema, é a segunda região mais pobre do Estado, marcada pela recente e voraz devastação florestal, intensificada a partir da década de 1950, que transformou a paisagem da região em extensas áreas de monocultivos e pastagens (VALLADARES-PÁDUA *et. al.*, 2002).

O Pontal ocupa uma área de 246.840 hectares. Na delimitação oficial do estado de São Paulo, essa área não consta na estrutura institucional individualizada como “região” (DITT, 2002). A área abrangida pelos municípios que integram a área do Pontal do Paranapanema coincide com a Região de Governo de Presidente Prudente um pouco mais ampla, incluindo ainda cinco municípios não contemplados por esta divisa regional do estado (SMA/SP, 1999).



FIGURA 1: Limite Regional do Pontal do Paranapanema.
FONTE: BOLSA DE PARCERIAS E ARRENDAMENTOS DE TERRAS.

3.1.1 Clima

O clima da região, segundo a classificação de Koppen, contempla os seguintes tipos climáticos (SMA/SP, 1999): Aw: Tropical Úmido – abrangendo uma estreita faixa próxima ao Rio Paraná, caracterizado por estação chuvosa no verão e seca no inverno, com temperatura média anual entre 22°C e 24°C e precipitação pluviométrica anual em torno de 1500 mm; e Cwa: Mesotérmico de inverno seco – abrangendo o restante da região, caracterizado por temperaturas médias anuais ligeiramente inferiores a 22°C, com chuvas típicas de clima tropical, de maior ocorrência no verão, com precipitação média anual que varia 1200 a 1400 mm.

A umidade é relativamente estável durante o ano, com médias anuais entre 70% e 80%; nos meses de agosto e setembro apresenta ligeira queda (médias de 60%), acompanhando os baixos índices de precipitação desse período (SMA/SP, 1999).

3.1.2 Solos e Geomorfologia

A área do Pontal do Paranapanema está inserida no compartimento geomorfológico denominado Planalto Ocidental, sobre rochas do Grupo Bauru, constituídas por formações predominantemente areníticas (SMA/SP, 1999). O relevo é uniforme, com predominância de colinas amplas e médias. As colinas amplas compreendem as maiores porções de terra onde predominam interflúvios com áreas superiores a 4Km², topos extensos e aplainados, vertentes com perfil retilíneo a convexo e drenagem de baixa densidade, com vales abertos; Já nas colinas médias predominam interflúvios com áreas entre 1Km² a 4Km², topos aplainados, vertentes com perfil convexo a retilíneo, drenagem média a baixa, com vales abertos e fechados (ITESP, 1999).

Existem dois tipos predominantes de solos na região: os latossolos vermelho-escuro e os podzólicos (FIGURA 2), que interagem com outras formações em menores proporções. Os solos são, na sua maioria, muito arenosos, pouco ácidos, pobres em argila e de grande profundidade (1 a 3 metros), conseqüentemente, de alta drenagem (ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001). Devido sua fragilidade natural, manejos apropriados são fundamentais para evitar grandes processos erosivos, o que torna as terras do Pontal aptas apenas à lavouras que requerem pouca mecanização (DITT, 2002).

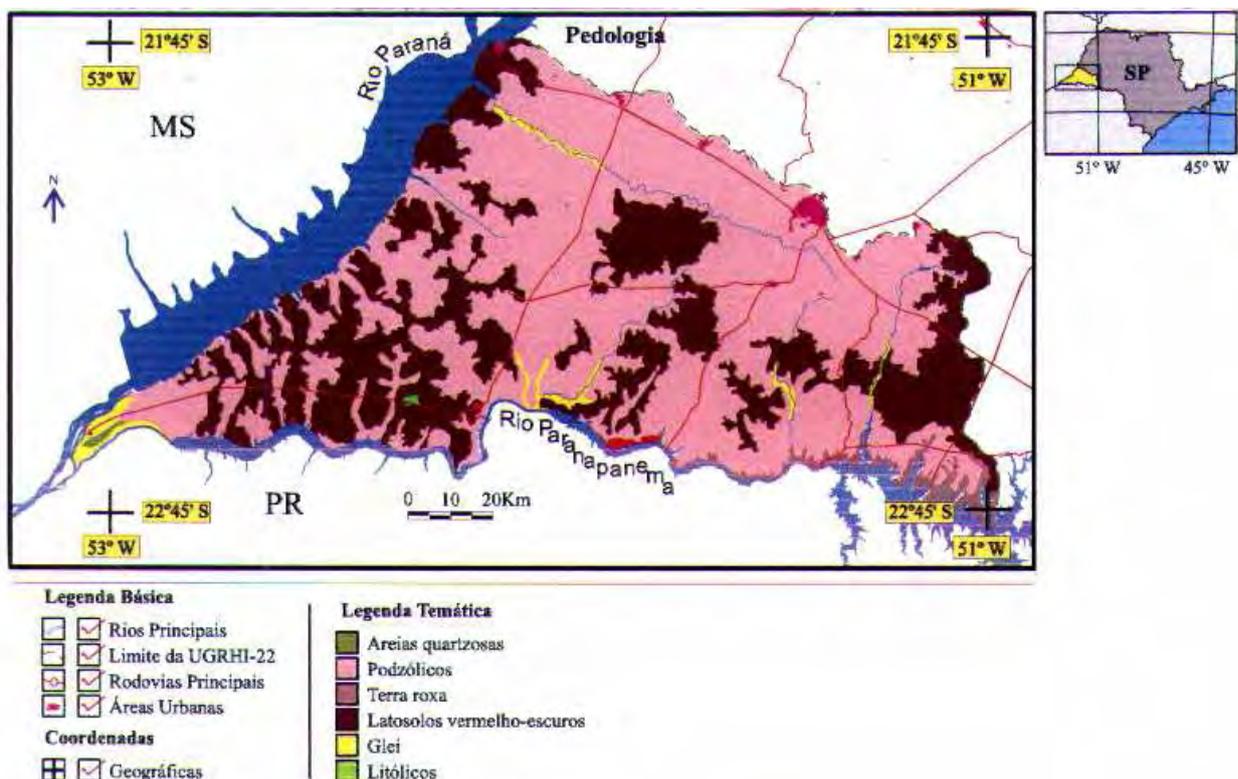


FIGURA 2: Mapa de solos da região do Pontal do Paranapanema

FONTE: ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001.

3.1.3 Recursos Hídricos

A área do Pontal do Paranapanema está inserida na bacia do Rio Paraná, que delimita a região ao norte fazendo a divisa com o estado do Mato Grosso do Sul, e abrigando o reservatório da usina hidrelétrica de Porto Primavera. No limite sul da região encontra-se o Rio Paranapanema, que faz divisa com o estado do Paraná e que possui, ao longo de seu trecho, os reservatórios das usinas hidrelétricas de Rosana e Taquaruçu (ITESP, 1999).

3.1.4 Vegetação

De acordo com Veloso *et al.*, (1991), a vegetação predominante no Pontal do Paranapanema é classificada como “Floresta Estacional Semidecidual” inserida nos domínios da Mata Atlântica, sendo por isso popularmente chamada de “Mata Atlântica do Interior” (FIGURA 3). Verifica-se também algumas manchas de cerrado e a presença de banhados nas áreas próximas aos rios (SMA/SP, 1999).

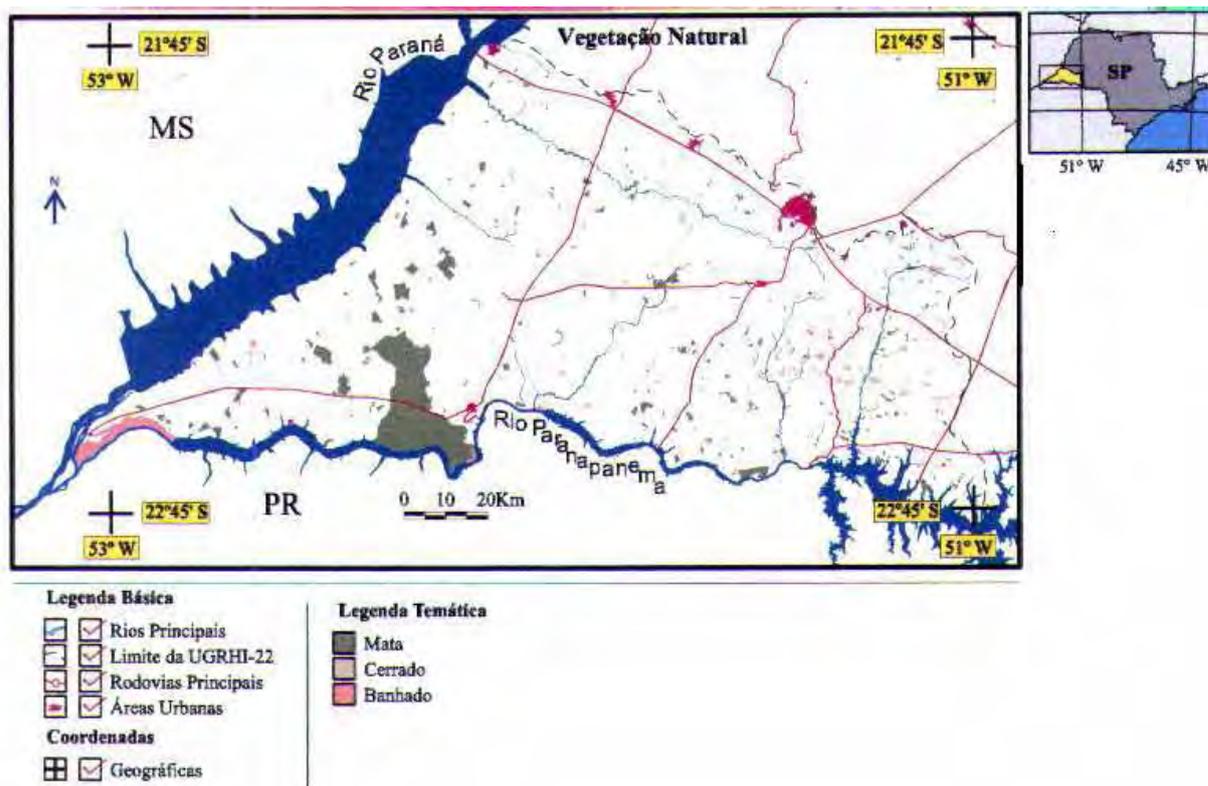


FIGURA 3: Mapa da Vegetação do Pontal do Paranapanema
 FONTE: ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001.

3.1.5 Histórico de ocupação do Pontal do Paranapanema

A fase pioneira de expansão do extremo oeste paulista se deu entre 1850 e 1890, quando foi estruturado no Brasil o estatuto da terra, com a Lei de Terras de 1850, que tinha como principal objetivo, a regulamentação das terras particulares e públicas ditas devolutas (SMA/SP, 1999). O termo “terras devolutas”, utilizado desde os tempos do Brasil Colônia, foi criado em Portugal no ano de 1375, quando uma lei portuguesa confirmou a autoridade da Coroa para se apossar de terras privadas que tivessem caído em desuso. Nesta época, crises rurais e epidemias haviam levado a despovoação de grandes áreas, que eram “devolutas” para a Coroa e que, desta maneira, assegurava sua propriedade original (DEAN, 1996).

Os primeiros desbravadores conhecidos na região foram mineiros que se apossaram das terras virgens entre os rios do Peixe, Paraná e Paranapanema. A maior parte do Pontal do Paranapanema era integrante da antiga fazenda Pirapó - Santo Anastácio (cujos limites eram muito imprecisos devido ao desconhecimento do território), registrada em 1856 por Antonio José Gouveia, na paróquia do município de Itaporanga, com morada declarada desde 1848, na tentativa de validar sua posse como anterior à lei de terras de 1850

(SMA/SP, 1999). Este tipo de registro, conhecido como “Registro do Vigário”, se deu a partir de títulos de terra que tinham origem na escrituração em livros existentes em paróquias (DITT, 2002).

Outra grande extensão de terra, a fazenda Água Pehy, que teve sua origem na posse de José Teodoro de Souza e registrada no mesmo mês e ano da fazenda Pirapó, também faz parte deste quadro histórico da região. Mesmo sem terem sido legitimadas, essas fazendas começaram a ser retalhadas e vendidas, principalmente após a chegada da rede ferroviária, em 1922, que valorizou as terras do Pontal e intensificou a retirada de madeira para o prolongamento da estrada de ferro e, conseqüentemente, exportação para outros Estados devido a facilidade de escoamento propiciada pela ferrovia (SMA/SP, 1999).

No ano de 1936, o estado declarou ilegítimos todos os títulos de posse de terra do Pontal, recuperando-as para si. Grande parte da região (cerca de 247.000 hectares) transformou-se, em 1942, na “Grande Reserva do Pontal” (FIGURA 4), a partir de um decreto feito pelo interventor federal no estado, Fernando Costa (DITT, 2002). Em 1946, Fernando Costa morreu em um acidente automobilístico quando fazia sua campanha para governador do Estado – perda irreparável à causa da conservação florestal na região. Adhemar de Barros então se elegeu com o apoio de prefeitos locais e, como “gratidão”, renunciou à propriedade estadual de quase metade da “Grande Reserva”, o que facilitou ainda mais a extração de madeira e a invasão de terras (DEAN, 1996). A invasão da reserva continuou no governo seguinte, acompanhada pela mesma violência e fraudulência habituais. Faixas de terra invadidas eram vendidas e revendidas, ou mesmo doadas a conselhos municipais, no intuito de conquistar aliados para a legitimação das terras. A arrecadação de impostos ignorava a “grilagem” devido os impostos que lhes eram pagos. O Serviço Florestal Estadual era reiteradamente instruído a não interferir no contrabando de madeira que acontecia nas terras ainda estaduais. Migrantes afluíam em massa para a região, pois era muito mais seguro invadir terras públicas, afinal, o Estado não contratava “pistoleiros”. Grandes queimadas eram feitas na floresta por grileiros, pois uma vez derrubada a mata, não haveria o que proteger (DEAN, 1996).

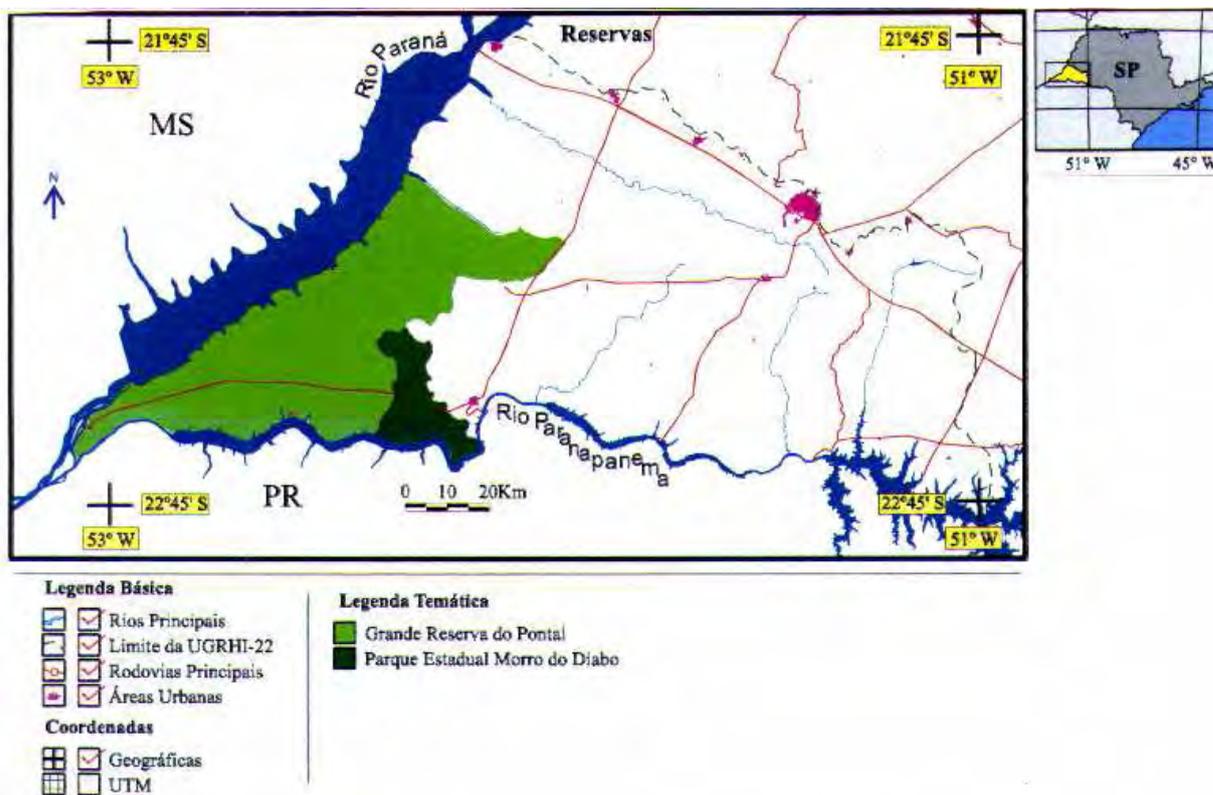


FIGURA 4: Delimitação da extinta “Grande Reserva do Pontal.

FONTE: ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001.

Em 1954, o então governador Jânio Quadros, pressionado por apelos da imprensa sobre a ocupação do Pontal, sobrevoou a área e constatou que ainda restava 90% da Grande Reserva do Pontal com cobertura florestal. Porém, o descaso de sua administração e o descaso ainda maior das administrações seguintes garantiram aos grileiros título legal de praticamente toda a área. O Congresso não estabeleceu diretrizes e o declínio desta grande reserva pode ser mapeado em carregamentos ferroviários de toras de madeira: em 1955, eram 2062 vagões; em 1959, apenas 538 e em 1961 totalizava-se 87 vagões.

Em 1966, Adhemar de Barros, novamente eleito governador, decretou a abolição definitiva da Grande Reserva do Pontal (DEAN, 1996). Hoje restam apenas 1,85% dos 247.000 hectares da Grande Reserva do Pontal, estando sua maior parte concentrada no Parque Estadual Morro do Diabo – PEMD, (criado pelo decreto estadual 25.342 de 1986), com aproximadamente 34.000 hectares e na Estação Ecológica Mico-Leão Preto (criada somente em 2002), abrangendo uma área de 5.500 hectares. Os fragmentos adjacentes a essas unidades de conservação somam aproximadamente 12.000 hectares de vegetação remanescente.

Estes fragmentos, descontínuos, estão localizados em propriedades privadas e constituem uma importante representação biológica da fauna e flora local, abrigando diversas espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção, como é o caso da peroba-rosa

(*Aspidosperma polyneuron*), do mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus*) e da onça-pintada (*Panthera onca*) (VALLADARES-PÁDUA *et al.*, 2002).

A fragilidade dos solos, provocada pela retirada da cobertura florestal associada ao seu manejo inadequado, provocou a diminuição do potencial produtivo dessas terras (onde predominava a lavoura algodoeira), abrindo espaço à pecuária de corte como atividade que, além de ser mais adaptável aos solos pobres, fortaleceu a forma extensiva de ocupação territorial, consolidando os grandes latifúndios da região (ITESP, 1999). O resultado desta atividade, além da intensificação da degradação ambiental foi também um decréscimo da população rural devido a redução das lavouras (SMA/SP, 1999).

A história da ocupação do Pontal envolve muitos fatores conflitantes e diferenciados, que acabou desencadeando um cenário próprio para a atuação de um dos maiores movimentos sociais do país, o Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra, MST, que faz atualmente do Pontal um dos locais mais conhecidos em todo o país devido os conflitos pela posse de terra. O MST realizou sua primeira ocupação na região em 1990, na fazenda “Novo Pontal”, localizada no município de Rosana. A partir daí, o MST formou grandes acampamentos nas margens das rodovias, o que causou um impacto político de repercussão nacional devido as inúmeras invasões subsequentes em áreas consideradas improdutivas pelo Movimento (SMA/SP, 1999).

A lei estadual 4.957 de 1985 possibilitou que as terras devolutas pudessem ser destinadas a assentamentos rurais (SMA/SP, 1999). De acordo com dados do ITESP (1999), 19,5% das terras do Pontal são consideradas devolutas; 8% são ocupadas por assentamentos rurais; 40% ainda não foram discriminadas, porém sua origem é semelhante à daquelas já julgadas devolutas e a ação para reintegração de posse está em andamento em 11,7% desses casos e 32% são propriedades particulares com situação legalizada.

3.1.6 A Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança.

Dentro desse mosaico formado por uma matriz de assentamentos e poucos remanescentes florestais, a área de estudo abrangida por esta pesquisa consiste em uma área de Reserva Legal, localizada no Assentamento Nova Esperança, Município de Euclides da Cunha Paulista (FIGURA 5). O assentamento possui solos de baixa fertilidade natural e com um alto grau de erodibilidade, agravado pelos anos de exploração de pastagens na criação de bovinocultura de corte, por parte dos antigos latifúndios, que por sua vez, davam pouca ou nenhuma importância para com o restabelecimento da fertilidade do solo ou mesmo por práticas de conservação (IPE, 2007).



Figura 05: Localização do município de Euclides da Cunha Paulista.
Fonte: Revista Caderno de Saúde Pública, 2004.²

A paisagem formada pelos 2.028 ha do assentamento, no que se refere à presença de árvores é desoladora, encontradas somente nos 98 lotes de produtores oriundos da reforma agrária, tímidos quintais florestados. Existe um pequeno remanescente florestal formado por um fragmento bastante alterado com 109,52 ha, que forma parte da Reserva Legal total do assentamento. O restante da Reserva Legal do assentamento se encontra na forma de pastagens degradadas, portanto, devem ser recuperadas. Assim, esta pesquisa se desenvolveu em uma área de 26,75 ha. de pastagem degradada e abandonada em início de recuperação (IPE, 2007).

A área de pastagem (FIGURA 6) foi recuperada pelo INCRA (Instituto de Colonização e Reforma Agrária) com a parceria do IPE (Instituto de Pesquisas Ecológicas), organização não-governamental que atua na região do Pontal com pesquisas em biologia da conservação.

O método adotado pelas instituições para recuperação da área de Reserva Legal foi

² SILVA, R. A. da *et al.* Pesquisa sistemática positiva e relação com conhecimento da população de assentamento e reassentamento de ocupação recente em área de *Triatoma sordida* (Hemiptera, Reduviidae) no Estado de São Paulo, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, 2004.

o plantio de mudas de espécies florestais nativas, realizado em junho de 2007. O preparo do solo consistiu em duas gradagens, para mortalidade das gramíneas que compunham a pastagem e uma gradagem de nivelamento para o recebimento das mudas. O espaçamento adotado foi de 3 x 2 metros, num total de 1666 mudas por hectare. A mão-de-obra adotada para o plantio das mudas foi comunitária, envolvendo as famílias do próprio assentamento. (IPE, 2007)

As mudas foram obtidas no viveiro da CESP (Companhia Energética do Estado de São Paulo) e distribuídas de maneira aleatória na área, não havendo, portanto, um arranjo espacial destas em campo.

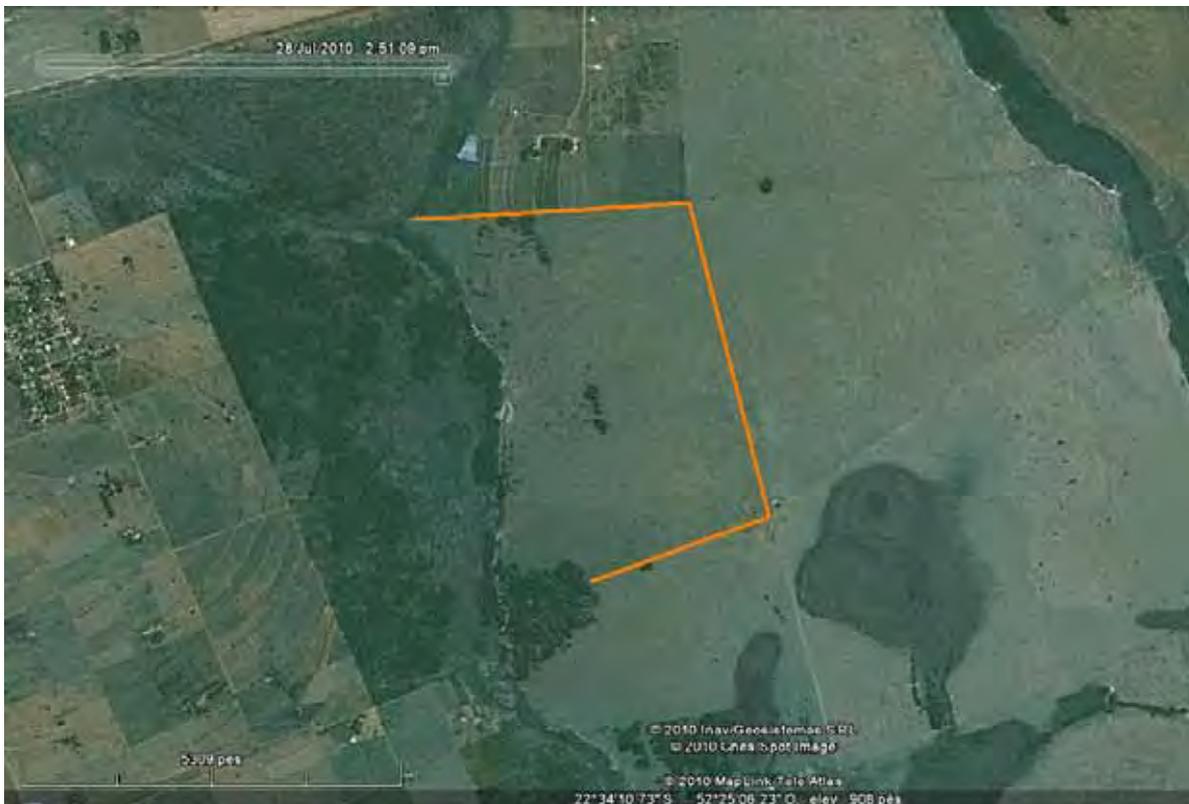


FIGURA 6: Área de Reserva Legal recuperada (em destaque)
FONTE: Google Earth, 2010.

3.2 Delineamento Experimental

Foram instaladas na área 16 parcelas de 20m por 30m (600m² cada), representando 4 tratamentos em três repetições, com uma parcela testemunha por tratamento. Cada tratamento é uma espécie leguminosa, sendo elas: Lab-lab (*Dolichos lablab*), Crotalária (*Crotalaria spectabilis*), Mucuna-Preta (*Mucuna aterrina*), e Java, leguminosa obtida do

cruzamento e seleção de dois cultivares de *Macrotyloma axillare*, o Guatá e o Archer, todas pertencentes a família Fabaceae.

Essas espécies foram escolhidas por suas características biológicas de alta tolerância à seca e baixa exigência nutricional, condições encontradas na região do Pontal e por serem espécies indicadas como adubação verde de inverno, período o qual foi realizado o plantio das leguminosas.

O plantio das leguminosas ocorreu nas entrelinhas do plantio das espécies arbóreas com espaçamento de 1,0 m x 0,5 m para todas as espécies (FIGURA 7). Não houve replantio das leguminosas na área e a testemunha consistiu da parcela sem plantio de leguminosas.

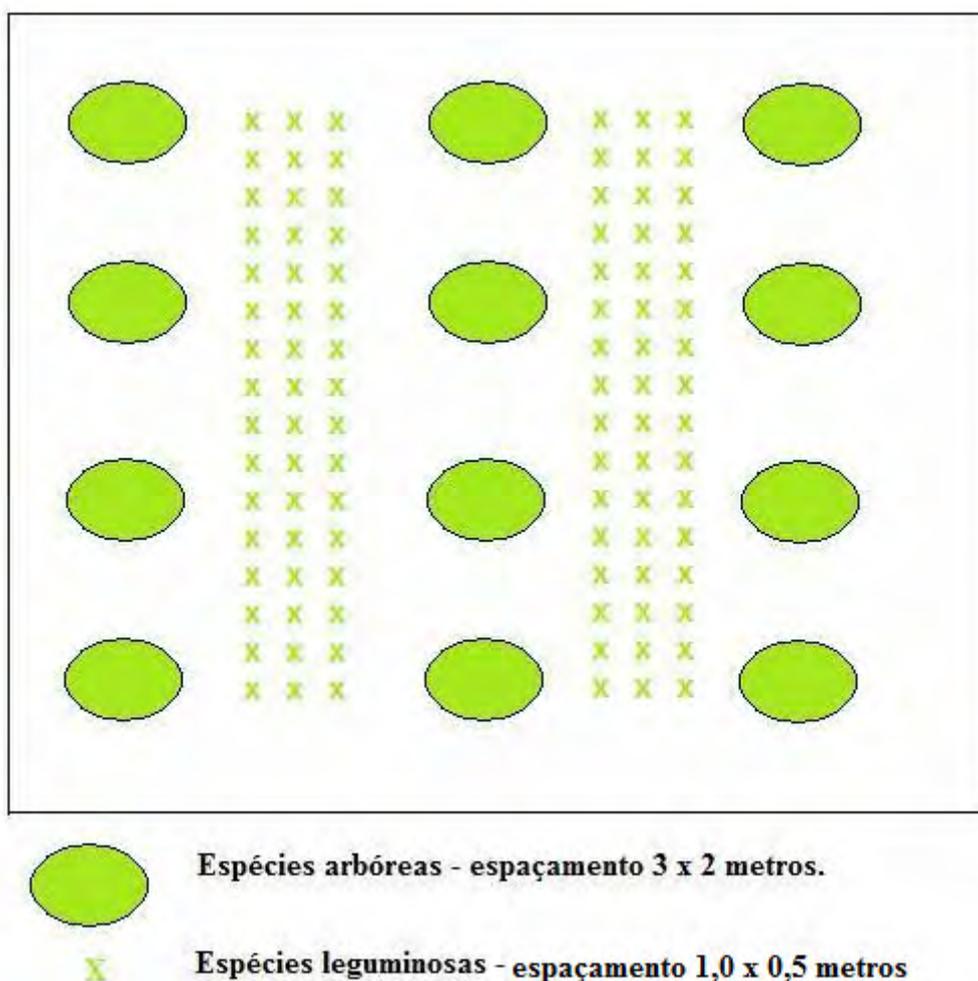


FIGURA 7: Croqui do arranjo espacial do consórcio realizado para a recuperação da área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, Município de Euclides da Cunha Paulista, SP.

3.2.1 Características biológicas das espécies testadas

1) *Dolichos lablab* L. (Lab-lab):

Foi utilizado o cultivar Rongai, adquirido pela Pró-Sementes®, cujas características biológicas são:

- Forma de crescimento: trepadeira, com altura entre 0,50 e 1,00 m.;
- Matéria seca: 5 a 9 tons/ha;
- Nitrogênio: 66 a 132 kg/ha;
- Tolerância a solos de baixa a média fertilidade e precipitação acima de 500 mm.

Originária da África, o Lab-lab é uma leguminosa anual ou bianual (dependendo do manejo), possuindo hastes longas, rasteiras, flexíveis e volúveis (trepadeira). Possui um crescimento inicial não muito rápido, mas após 40 ou 60 dias, nota-se um crescimento bem vigoroso, proporcionando excelente cobertura do solo. Desenvolve-se em diversas condições de clima e solo, mas prefere climas quentes e com precipitações anuais acima de 800 mm e solos férteis, bem drenados e isentos de acidez excessiva. Tolerante a seca e ao frio. Destaca-se por sua capacidade de melhorar o solo devido sua alta produção de biomassa e fácil decomposição (PEREIRA, 2006).

2) *Crotalaria spectabilis* Roth (Crotalária)

Foi utilizado o cultivar comum, adquirido pela Pró-Sementes®, cujas características biológicas são:

- Forma de crescimento: arbustivo ereto, com altura entre 1,2 a 1,5 m.;
- Matéria seca: 04 a 06 tons/ha
- Nitrogênio: 60 a 120 kg/ha;
- Tolerância a solos de baixa fertilidade.

Originária da Índia Tropical, é uma leguminosa anual e de crescimento rápido, o que leva a uma grande produção de biomassa e fácil nodulação, que garante grande potencial de fixação do nitrogênio. Pouco tolerante a solos ácidos e encharcados (PEREIRA, 2006). Comumente utilizada como planta de adubação verde, *Crotalaria spectabilis* é planta que apresenta toxicidade para alguns animais, principalmente suínos (SOUZA *et al.* 1997). De ciclo de vida anual, também é conhecida devido ao seu uso no

controle de nematóides e a consorciação com culturas anuais como café, soja, citrus e cana-de-açúcar. (VILELA, 2009b).

3) *Mucuna aterrima* Piper & Tracy (Mucuna preta):

Foi utilizado o cultivar comum da espécie, adquirido pela Pró-Sementes®, cujas características biológicas são:

- Forma de crescimento: Trepador volúvel.
- Matéria seca: 12 a 15 tons/ha
- Nitrogênio: até 120 kg/ha;
- Alta resistência a seca e média tolerância ao frio.

Originária do Sudeste da Ásia, a Mucuna Preta é uma leguminosa anual de hábito trepador, com caules finos e flexíveis e folhas compostas por três grandes folíolos. É uma planta rústica, de fácil cultura e que proporciona grande rendimento de biomassa e ótima qualidade de matéria orgânica, sendo recomendada, além do uso como adubo verde e forração, o uso no controle de erosão e recuperação de solos degradados. Adapta-se a climas tropicais e subtropicais, sendo pouco exigente às condições edáficas; porém, produz maior biomassa em solos não acidificados e bem drenados, sendo resistente a seca e as altas temperaturas (PEREIRA, 2006). Pode exercer efeitos alelopáticos sobre outras plantas (TEIXEIRA *et. al.*, 2004; SOUZA e YAMASHITA, 2006; SILVEIRA *et. al.*, 2010, TEODORO *et. al.*, 2010).

4) *Macrotyloma axillare* E. Mey (Java)

Foi utilizado o cultivar híbrido da espécie, obtido do cruzamento das variedades Guatá e Archer, adquirido pela Matsuda Sementes®, cujas características biológicas são:

- Forma de crescimento: Trepador volúvel.
- Matéria seca: 05 a 09 tons/ha
- Alta resistência a seca e ao frio.

Originária da Indonésia, Java é uma espécie trepadeira de média a baixa exigência em fertilidade do solo. Possui boa produção de sementes e é utilizada no Brasil no consórcio com capim braquiária para formação de pastagens, pois apresenta boa digestibilidade e teor de proteína bruta entre 18 e 23%. (MATSUDA, 2003).

3.3 Levantamentos Florísticos e Fitossociológicos

Foram amostrados e identificados todos indivíduos pertencentes a uma espécie arbórea presente dentro das parcelas. A amostra consistiu da medição da altura, realizada aos 03 e 18 meses após o plantio das mudas. A partir destes dados, alguns parâmetros fitossociológicos comumente utilizados para análises de comunidades florestais foram calculados (DURIGAN e LEITÃO-FILHO, 1995), com o uso do software FITOPAC (SHEPHERD, 1988), sendo eles: Freqüência absoluta (FA), Densidade absoluta (DA), Freqüência relativa (FR), Densidade relativa (DR), Valor de importância (VI) e Valor de cobertura (VC). Os parâmetros relacionados a dominância não foram calculados uma vez que se trata de um plantio recente cujo crescimento secundário se torna irrelevante para amostragem do DAP (Diâmetro a Altura do Peito).

A heterogeneidade florística do sítio de amostragem foi calculada pelo índice de diversidade de Shannon (PIELOU, 1975) e a similaridade florística analisada através do índice de Jaccard (MULLER-DOMBOIS E ELLENBERG, 1974), comparando-se o plantio com o levantamento realizado por Schlittler *et al.* (1995) no Parque Estadual Morro do Diabo.

Já a amostragem da comunidade infestante ocorreu durante os 18 meses de pesquisa, trimestralmente, totalizando 06 amostragens. O método adotado foi o do quadrado inventário (ERASMO *et al.*, 2004; ERASMO, PINHEIRO e COSTA, 2004), utilizando-se um quadrado de 0,50 m², lançado ao acaso oito vezes dentro das parcelas e contando-se o número de indivíduos dentro do quadrado. As espécies invasoras ocorrentes nas amostragens foram coletadas para posterior identificação. A análise fitossociológica da comunidade infestante foi feita para a área total, bem como para cada tratamento com leguminosas, afim de se avaliar a eficácia destas últimas no controle populacional das invasoras.

Para análise da comunidade infestante foram utilizados os parâmetros de Freqüência absoluta (FA), Densidade absoluta (DA), Freqüência relativa (FR) e Densidade relativa (DR). Tais parâmetros populacionais foram escolhidos devido às suas importâncias para o manejo das plantas daninhas, uma vez que o grau de interferência destas nas culturas depende não somente das espécies, mas de suas características de suas densidade e distribuição. (JAKELAITIS *et al.* 2003; SOUZA *et al.* 2003; VAZ DE MELO *et al.* 2007).

3.4 Crescimento das Espécies Florestais

Para avaliação de crescimento, quatro espécies florestais foram escolhidas para realizar a análise comparativa de crescimento. Este parâmetro foi selecionado por que este nos remete a idéia quantitativa de crescimento das espécies florestais (CHAGAS *et al.*, 2004; MAX, MELO e FARIA, 2004). O diâmetro, comumente utilizado como parâmetro quantitativo de avaliação foi descartado devido o pouco tempo de plantio, que consequentemente, apresenta um crescimento secundário irrelevante.

A escolha das espécies florestais analisadas teve como critério a presença em todas as parcelas e o estágio sucessional, de acordo com a descrição de Carvalho (2003), sendo três espécies pioneiras (*Guazuma ulmifolia*, *Croton urucurana* e *Trema micrantha*) e uma secundária inicial (*Peltophorum dubium*). Espécies secundárias tardias e clímax foram descartadas por estarem em número insuficiente para análise. A amostragem foi feita aos 18 meses após o plantio.

Os dados obtidos para crescimento em altura das espécies florestais selecionadas foram digitados numa planilha do Microsoft Excel e transferidos para o programa estatístico STATGRAPHICS Plus 4.1, para realização do teste de análise de variância ANOVA, que permite a comparação das médias de altura das espécies selecionadas para análise entre os tratamentos implantados na área.

3.5 Controle Biológico de *Brachiaria decumbens*

A avaliação da eficácia das leguminosas testadas no controle de *Brachiaria decumbens* foi feita por estimativa visual do percentual ocupado dentro de cada parcela, observando-se a cada entrelinha da parcela em comparação com a cobertura do solo pelas leguminosas. A partir de uma ficha de campo com o croqui de cada parcela, foi feito o acompanhamento da evolução da cobertura de solo das mesmas. A amostragem também foi trimestral.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise Fitossociológica da Comunidade Florestal

A Tabela 1 apresenta as espécies florestais presentes na área de estudo e respectivas famílias.

TABELA 1: Espécies arbóreas presentes no levantamento realizado na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista, São Paulo.

FAMÍLIAS	ESPÉCIES
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq. ¹ <i>Myracrodruon urundeuva</i> All. <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart.) Stand. <i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo. <i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl.
Bombacaceae	<i>Chorisia speciosa</i> A.St.-Hil ¹
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrabida ex Steudel <i>Patagonula americana</i> L. ¹
Caesalpiniaceae	<i>Hymenaea stilbocarpa</i> Hayne ¹ <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) ¹ <i>Pterogyne nitens</i> Tull. ¹
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) ADC ¹
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.
Compositae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less) Cabrera ¹
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng. ¹ <i>Croton urucurana</i> Baill. ¹
Flacourteaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet (Mbavy) ¹ <i>Casearia sylvestris</i> SW ¹
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze ¹
Meliaceae	<i>Cedrella fissilis</i> Vell. ¹
Mimosaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer <i>Acacia polyphylla</i> DC ¹ <i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burkart <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan

	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd
	<i>Inga marginata</i> Willd ¹
	<i>Inga uruguensis</i> Hook & Arn.
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan ¹
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) Berg
	<i>Psidium guajava</i> L.
Phytolacaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms ¹
	<i>Phytolacca dióica</i> L.
Polygonaceae	<i>Ruprechtia lanceolata</i> Meisn
	<i>Triplaris brasiliana</i> Cham. ¹
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perk.
Sapindaceae	<i>Allophyllus edulis</i> (St.Hil.) Radlk ¹
	<i>Magonia pubescens</i> St. Hil.
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume ¹
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.

¹ Espécies em comum com o levantamento florístico realizado por Schlittler *et al.* (1995).

Foram encontradas no primeiro levantamento realizado, 3 meses após o plantio das mudas (TABELA 2), 45 espécies distribuídas em 22 famílias botânicas, totalizando 1.389 indivíduos arbóreos 33 vivos. A área amostrada foi de 0.96 hectares e a densidade total foi de 1.446,88 árvores/ha, com uma taxa de mortalidade de 20,4%. A média de mortalidade por parcela foi de 22.5%. O Índice de Diversidade de Shannon para espécies foi de 2,716. Os parâmetros fitossociológicos calculados encontram-se na tabela 2.

TABELA 2 - Espécies arbóreas amostradas aos 03 meses pós-plantio na área de reserva legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista-SP, por ordem decrescente de VI, onde: N = número de indivíduos; DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); FA = frequência absoluta (%); DA = densidade absoluta (árvores/ha); VI = valor de importância; VC = valor de cobertura; GE = grupo ecológico, onde: P = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímax.

ESPÉCIES	N	DA	DR	FA	FR	VI	VC	GE
<i>Guazuma ulmifolia</i>	168	175,0	12,10	100,0	5,00	17,10	12,10	P
<i>Trema micrantha</i>	147	153,1	10,58	100,0	5,00	15,58	10,58	P
<i>Croton urucurana</i>	113	117,7	8,14	93,75	4,69	12,82	8,14	P
<i>Cecropia pachystachya</i>	103	107,3	7,42	93,75	4,69	12,10	7,42	P
<i>Croton floribundus</i>	90	93,8	6,48	93,75	4,69	11,17	6,48	P
<i>Peltophorum dubium</i>	72	75,0	5,18	93,75	4,69	9,87	5,18	SI
<i>Schinus terebentifolius</i>	27	28,1	1,94	81,25	4,06	6,01	1,94	P
<i>Inga uruguensis</i>	31	32,3	2,23	75,00	3,75	5,98	2,23	P
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	22	22,9	1,58	81,25	4,06	5,65	1,58	SI
<i>Inga fagifolia</i>	17	17,7	1,22	81,25	4,06	5,29	1,22	SI
<i>Astronium graviolens</i>	18	18,8	1,30	75,00	3,75	5,05	1,30	SI
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	21	21,9	1,51	62,50	3,13	4,64	1,51	SI
<i>Anadenanthera colubrina</i>	11	11,5	0,79	62,50	3,13	3,92	0,79	SI
<i>Acacia polyphylla</i>	17	17,7	1,22	50,00	2,50	3,72	1,22	P
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	15	15,6	1,08	50,00	2,50	3,58	1,08	ST
<i>Hymenaea stilbocarpa</i>	09	9,4	0,65	43,75	2,19	2,84	0,65	ST
<i>Albizia hasslerii</i>	09	9,4	0,65	43,75	2,19	2,84	0,65	P
<i>Patagonula americana</i>	13	13,5	0,94	37,50	1,88	2,81	0,94	ST
<i>Parapiptadenia rigida</i>	14	14,6	1,01	31,25	1,56	2,57	1,01	SI
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	09	9,4	0,65	37,50	1,88	2,52	0,65	ST
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	08	8,3	0,58	37,50	1,88	2,45	0,58	P
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	08	8,3	0,58	37,50	1,88	2,45	0,58	ST
<i>Inga laurina</i>	07	7,3	0,50	37,50	1,88	2,38	0,50	SI
<i>Triplaris brasiliana</i>	06	6,3	0,43	37,50	1,88	2,31	0,43	SI
<i>Gallesia integrifolia</i>	06	6,3	0,43	37,50	1,88	2,31	0,43	SI
<i>Guarea guidonia</i>	08	8,3	0,58	31,25	1,56	2,14	0,58	C
<i>Colubrina glandulosa</i>	07	7,3	0,50	31,25	1,56	2,07	0,50	SI
<i>Jacaratia spinosa</i>	05	5,2	0,36	25,00	1,25	1,61	0,36	P
<i>Phytolacca dioica</i>	05	5,2	0,36	25,00	1,25	1,61	0,36	P
<i>Eugenia uniflora</i>	04	4,2	0,29	25,00	1,25	1,54	0,29	ST

<i>Ruprechtia lanceolata</i>	06	6,3	0,43	18,75	0,94	1,37	0,43	SI
<i>Chorisia speciosa</i>	05	5,2	0,36	18,75	0,94	1,30	0,36	P
<i>Cariniana estrellensis</i>	04	4,2	0,29	18,75	0,94	1,23	0,29	ST
<i>Ficus guaranitica</i>	03	3,1	0,22	18,75	0,94	1,15	0,22	SI
<i>Alophyllus edulis</i>	03	3,1	0,22	12,50	0,63	0,84	0,22	P
<i>Cedrella fissilis</i>	03	3,1	0,22	12,50	0,63	0,84	0,22	C
<i>Magonia pubescen</i>	02	2,1	0,14	12,50	0,63	0,77	0,14	ST
<i>Pterogyne nitens</i>	02	2,1	0,14	12,50	0,63	0,77	0,14	ST
<i>Psidium guajava</i>	02	2,1	0,14	12,50	0,63	0,77	0,14	P
<i>Casearia sylvestris</i>	02	2,1	0,14	12,50	0,63	0,77	0,14	SI
<i>Myrciaria tenella</i>	02	2,1	0,14	12,50	0,63	0,77	0,14	SI
<i>Cordia trichotoma</i>	01	1,0	0,07	6,25	0,31	0,38	0,07	ST
<i>Gochnatia polymorpha</i>	01	1,0	0,07	6,25	0,31	0,38	0,07	P
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	01	1,0	0,07	6,25	0,31	0,38	0,07	P
<i>Casearia gossypiosperma</i>	01	1,0	0,07	6,25	0,31	0,38	0,07	ST

Na segunda análise fitossociológica (18 meses após o plantio das mudas), houve uma redução no número de indivíduos arbóreos na área para o total de 868 indivíduos. Sete espécies inicialmente amostradas (*Gochnatia polymorpha*, *Cytharexylum myrianthum*, *Cariniana estrellensis*, *Colubrina glandulosa*, *Cedrela fissilis*, *Eugenia uniflora* e *Ficus guaranitica*) desapareceram ao final do período, resultando num total de 38 espécies e 20 famílias na área, visto que cinco dessas espécies eram representantes únicas de suas respectivas famílias (Tabela 3).

TABELA 3 - Espécies arbóreas amostradas aos 18 meses pós-plantio na área de reserva legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista-SP, por ordem decrescente de VI, onde: N = número de indivíduos; DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); FA = frequência absoluta (%); DA = densidade absoluta (árvores/ha); VI = valor de importância; VC = valor de cobertura; GE = grupo ecológico, onde: P = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia e C = Clímax.

ESPÉCIES	N	DA	DR	FA	FR	VI	VC	GE
<i>Guazuma ulmifolia</i>	99	150,0	11,41	100,0	4,95	16,36	11,41	P
<i>Guazuma ulmifolia</i>	99	150,0	11,41	100,0	4,95	16,36	11,41	P
<i>Cecropia pachystachya</i>	88	133,3	10,14	100,0	4,95	15,09	10,14	P
<i>Croton urucurana</i>	67	101,5	7,72	100,0	4,95	12,67	7,72	P
<i>Croton floribundus</i>	68	103,0	7,83	90,91	4,50	12,34	7,83	P

<i>Peltophorum dubium</i>	42	63,6	4,84	100,0	4,95	9,79	4,84	SI
<i>Schinus terebentifolius</i>	20	30,3	2,30	81,82	4,05	6,36	2,30	P
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	14	21,2	1,61	81,82	4,05	5,67	1,61	SI
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	17	25,8	1,96	63,64	3,15	5,11	1,96	SI
<i>Astronium graviolens</i>	13	19,7	1,50	72,73	3,60	5,10	1,50	SI
<i>Inga uruguensis</i>	14	21,2	1,61	63,64	3,15	4,77	1,61	P
<i>Inga fagifolia</i>	10	15,2	1,25	72,73	3,60	4,76	1,15	SI
<i>Acacia polyphylla</i>	08	12,1	0,92	54,55	2,70	3,62	0,92	P
<i>Anadenanthera colubrina</i>	07	10,6	0,81	54,55	2,70	3,51	0,81	SI
<i>Triplaris brasiliana</i>	06	9,1	0,69	54,55	2,70	3,39	0,69	SI
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	07	10,6	0,81	45,45	2,25	3,06	0,81	ST
<i>Hymenaea stilbocarpa</i>	07	10,6	0,81	45,45	2,25	3,06	0,81	ST
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	07	10,6	0,81	45,45	2,25	3,06	0,81	P
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	07	10,6	0,81	45,45	2,25	3,06	0,81	ST
<i>Patagonula americana</i>	08	12,1	0,92	36,36	1,80	2,72	0,92	ST
<i>Phytolacca dioica</i>	05	7,6	0,58	36,36	1,80	2,38	0,58	P
<i>Inga laurina</i>	04	6,1	0,46	36,36	1,80	2,26	0,46	SI
<i>Gallesia integrifolia</i>	04	6,1	0,46	36,36	1,80	2,26	0,46	SI
<i>Parapiptadenia rigida</i>	06	9,1	0,69	27,27	1,35	2,04	0,69	SI
<i>Guarea guidonia</i>	05	7,6	0,58	27,27	1,35	1,93	0,58	C
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	05	7,6	0,58	27,27	1,35	1,93	0,58	ST
<i>Jacaratia spinosa</i>	03	4,5	0,35	27,27	1,35	1,70	0,35	P
<i>Albizia hasslerii</i>	03	4,5	0,35	27,27	1,35	1,70	0,35	P
<i>Alophylus edulis</i>	03	4,5	0,35	18,18	0,90	1,25	0,35	P
<i>Magonia pubescens</i>	02	3,0	0,23	18,18	0,90	1,13	0,23	ST
<i>Ruprechtia lanceolata</i>	02	3,0	0,23	18,18	0,90	1,13	0,23	SI
<i>Pterogyne nitens</i>	02	3,0	0,23	18,18	0,90	1,13	0,23	ST
<i>Psidium guajava</i>	02	3,0	0,23	18,18	0,90	1,13	0,23	P
<i>Casearia sylvestris</i>	02	3,0	0,23	18,18	0,90	1,13	0,23	SI
<i>Myrciaria tenella</i>	02	3,0	0,23	18,18	0,90	1,13	0,23	SI
<i>Cordia trichotoma</i>	01	1,5	0,12	9,09	0,45	0,57	0,12	ST
<i>Chorisia speciosa</i>	01	1,5	0,12	9,09	0,45	0,57	0,12	P
<i>Casearia gossypiosperma</i>	01	1,5	0,12	9,09	0,45	0,57	0,12	ST

Das sete espécies que desapareceram ao final da análise, apenas *Gochnatia polymorpha* e *Cytharexylum myrianthum* possuíam um único indivíduo na amostragem. As demais espécies possuíam de 04 a 07 indivíduos, sendo a causa da mortalidade destas espécies a presença apenas nas parcelas onde houve 100% de mortalidade devido ao plantio das leguminosas nas entrelinhas.

As cinco famílias mais representativas em números de indivíduos foram, tanto aos 03 meses quanto aos 18 meses: Euphorbiaceae, Sterculiaceae, Ulmaceae, Cecropiaceae e Mimosaceae. Juntas, essas famílias possuíam, ao final do período de análise, 489 indivíduos vivos, representando 56,33% do número total de árvores presentes na área. De acordo com Santos e Kinoshita (2003) é comum poucas famílias agruparem a maioria das espécies em levantamentos florísticos realizados em bioma de Floresta Estacional Semidecidual. Leitão Filho *et al.* (1998) citam as famílias Myrtaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, como caracteristicamente abundantes nas matas do interior do estado de São Paulo, conforme 19 trabalhos analisados. O total deste estudo apontou para 75 famílias e 569 espécies presentes em áreas de floresta estacional semidecidual no estado, mostrando a grande riqueza e diversidade existentes neste tipo florestal. Dentre as famílias citadas pelos autores, somente Euphorbiaceae e Myrtaceae foram amostradas nesta pesquisa.

O índice de diversidade de Shannon (H') obtido para as espécies neste levantamento foi de 2,71 aos 03 meses de idade e 2,76 aos 18 meses de idade. Apesar da diminuição de espécies e indivíduos aos 18 meses após o plantio, o índice de Shannon se mostrou relativamente maior. Isso se deve pelo fato que o índice leva em consideração a abundância das espécies na área e a equabilidade entre as espécies. Dentre aquelas que desapareceram na segunda fase do levantamento, todas possuíam poucos indivíduos representantes nas parcelas, o que explica os valores obtidos.

Conforme a equação de Jaccard (MÜLLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974), o índice de similaridade obtido com a listagem florística providenciada por Schlittler *et al.* (1995), foi de 47,61% para famílias e, para espécies, obteve-se o índice de similaridade de 16,42%. Müller-Dumbois e Ellenberg (1974) afirmam que remanescentes de mata podem ser considerados semelhantes sempre que apresentarem pelo menos 25% de concordâncias florísticas. Sendo assim, pode-se afirmar que a área de levantamento desta pesquisa ainda não é semelhante a uma área de vegetação natural, apesar de possuir espécies representativas do bioma ocorrente. Também verifica-se a presença de espécies características do bioma de cerrado, como é o caso de *Magonea pubescens* (CAMPOS *et*

al. 2006).

No levantamento realizado no Parque Estadual Morro do Diabo, Schlittler *et. al.* (1995) amostraram 111 espécies distribuídas em 42 famílias botânicas. Esta maior riqueza observada no Parque pode ser explicada pela presença de um grande número de espécies ocorrendo em baixas densidades, característica comum das Florestas Tropicais (Hartshorn, 1980), fato pouco comum em áreas restauradas devido a dificuldade operacional assim como a pouca disponibilidade de mudas.

O levantamento florístico desta pesquisa também foi comparado com a Resolução SMA-SP 08/2008, que fixa a orientação para reflorestamentos heterogêneos de áreas degradadas. Esta resolução disponibiliza em seu anexo uma lista de espécies arbóreas com a respectiva indicação da ocorrência natural destas espécies nos diferentes biomas florestais presentes no Estado de São Paulo.

Das 45 espécies levantadas nesta pesquisa, apenas 13 espécies não constam como ocorrentes do bioma Floresta Estacional Semidecidual das regiões noroeste e sudoeste do Estado de São Paulo, que são as regiões de abrangência da área de estudo, conforme a Resolução SMA 08/2008. Destas 13 espécies, sete (*Schinus terebinthifolius*, *Tabebuia chrysotricha*, *Inga uruguensis*, *Eugenia uniflora*, *Myrciaria tenella*, *Phytolacca dioica* e *Cytharexylum myrianthum*) aparecem na listagem como espécies ocorrentes no biomas Floresta Estacional Semidecidual, porém, de outras regiões do Estado de São Paulo. Três espécies presentes nesta pesquisa pertencem a outro bioma, sendo *Tabebuia heptaphylla* e *Anadenanthera colubrina* listadas como espécies ocorrentes em áreas de Mata Ciliar e Floresta Ombrófila Densa e *Magonia pubescens*, que aparece como espécie de cerrado e está enquadrada na categoria de perigo de extinção. Três espécies (*Psidium guajava*, *Ruprechtia lanceolata* e *Triplaris brasiliiana*) não aparecem na listagem de espécies da resolução.

As espécies encontradas nesta pesquisa são adequadas a um projeto de recuperação de áreas degradadas na região, apesar da baixa similaridade florística com o Parque Estadual Morro do Diabo e o baixo número de espécies presentes na área recuperada, estando, inclusive, abaixo do recomendado pela Resolução SMA-SP 08/2008 que determina no mínimo 80 espécies para projetos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual maiores que um hectare.

Souza e Batista (2004) afirmam que o baixo número de espécies em áreas reflorestadas, justificável pelas dificuldades operacionais, pode ser um fator de comprometimento da diversidade da floresta passados alguns anos após o plantio, caso não haja uma colonização razoável por outras espécies. Para tal, a proximidade com possíveis

“fontes” (sementes e seus agentes dispersores) é de extrema importância para que novas espécies possam colonizar tais áreas. Viana e Pinheiro (1998) complementam que o isolamento de fragmentos florestais afeta os fluxos gênicos das populações, que podem ter sua perpetuação comprometida.

A área implantada possui próximos o Parque Estadual Morro do Diabo e pequenos fragmentos que estão distribuídos pela região. Isto não constitui, portanto, um empecilho para que novas espécies colonizem futuramente a área, fator que pode ser decisivo para o sucesso deste plantio. No entanto, esta condição não é única: também é preciso avaliar se a área irá garantir seus processos ecológicos mínimos, como polinização, dispersão, regeneração natural e predação natural, fatores essenciais que poderão dizer se a área reflorestada será capaz de se regenerar e abrigar a fauna como uma floresta natural (SOUZA e BATISTA, 2004; KAGEYAMA e CASTRO, 1989; LEITÃO FILHO *et al* 1998).

A mesma resolução SMA-SP 08/2008 determina que o plantio deve conter no mínimo 5% de espécies enquadradas em alguma categoria de ameaça (vulnerável, em perigo, criticamente em perigo ou presumivelmente extinta). Apenas uma espécie, *Myracrodruon urundeuva*, esta presente nesta pesquisa e se enquadra na categoria de vulnerável. Existem outras cinco espécies presentes, porém, encontram-se na categoria de quase ameaçadas, sendo *Cariniana estrellensis*, *Cedrella fissilis*, *Guarea guidonia* *Hymenaea stilbocarpa* e *Peltophorum dubium*.

Com relação aos grupos ecológicos, das 45 espécies presentes no início do levantamento, Trinta e duas espécies (71,11%) pertencem ao grupo das pioneiras, o que engloba espécies classificadas como pioneiras e secundárias iniciais; Treze espécies (28,88%) pertencem ao grupo das não pioneiras, que engloba as espécies classificadas como secundárias tardias e clímax (TABELA 2). Aos 18 meses, o número de espécies estava distribuído nas seguintes proporções dentro de cada grupo ecológico: vinte e oito espécies (73,68%) pertencentes ao grupo das pioneiras e dez espécies (26,31%) pertencentes ao grupo das não pioneiras (TABELA 3).

Percebe-se uma elevada proporção de espécies pertencentes aos grupos iniciais de sucessão. De acordo com Kageyama e Gandara (2000), o uso de espécies pioneiras em plantios para fins de restauração cria condições de sombreamento para as espécies dos estágios posteriores de sucessão. O uso de um modelo sucessional na implantação de florestas mistas é a tentativa de dar à regeneração artificial condições semelhantes ao que aconteceria no ambiente naturalmente, onde as espécies pioneiras são a chave que desencadearia as condições adequadas para o desenvolvimento das espécies não-pioneiras.

Entretanto, uma proporção muito elevada de espécies dos estágios iniciais de sucessão pode comprometer os processos ecológicos futuros na área. Inclusive, a legislação ambiental vigente determina que nenhum dos grupos ecológicos ultrapasse 60% do total de espécies do plantio. No levantamento realizado, o grupo das espécies pioneiras ultrapassa 70% do total de espécies presentes na área.

Estas recomendações visam aproximar as condições de plantio ao que ocorre no ambiente natural. Entretanto, a distribuição das espécies de acordo com seus grupos ecológicos pode ser extremamente variável em áreas naturais, de acordo com diversos fatores como: presença de clareiras, perturbações antrópicas, efeito de borda, etc., não havendo um padrão para tal. Também vale ressaltar que a classificação das espécies em grupos ecológicos pode ser variável, uma vez que diferentes autores usam de critérios diferenciados, o que muitas vezes leva uma mesma espécie a ser classificada em grupos distintos. Também uma mesma espécie pode responder diferentemente, devido à sua variabilidade genética, às condições ambientais, como tipologia de solo, clima, regime hídrico (SILVA *et al.* 2003) ou às condições antrópicas como fogo, desmatamento, agricultura, dentre outros (KAGEYAMA E GANDARA, 2000).

Assim, conclui-se que a área restaurada possui espécies representativas do bioma ocorrente. A elevada mortalidade dos indivíduos arbóreos ao longo do período analisado indica a necessidade de intervenções no plantio realizado, pois a redução em número e espécies pode levar a um comprometimento da comunidade arbórea a longo prazo. Recomenda-se o enriquecimento da área com espécies dos grupos secundários de sucessão e novas análises para avaliar a dinâmica sucessional após replantio.

4.2 Levantamento fitossociológico e controle das espécies invasoras.

Durante os 18 meses de pesquisa, foram amostradas as espécies invasoras presentes em toda a área de estudo (TABELA 4). Os parâmetros fitossociológicos calculados para estas espécies encontram-se descritos na Tabela 5.

Foram identificadas onze espécies distribuídas em sete famílias botânicas, sendo que apenas Asteraceae e Malvaceae possuem mais de uma espécie representante. Esta baixa diversidade pode ser explicada pelo fato que a área, anteriormente, era um pasto abandonado com a predominância de *Brachiaria decumbens*, que por seus efeitos alelopáticos, pode ter reduzido o banco de sementes do solo e gradativamente foi substituindo as espécies presentes.

TABELA 4: Espécies invasoras presentes na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança., município de Euclides da Cunha Paulista – SP.

FAMÍLIAS	ESPÉCIES
Amaranthaceae.	<i>Amaranthus deflexus</i> L
Asteraceae	<i>Chicorium intybus</i> L <i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd. <i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze
Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallierf) Fabis
Fabaceae	<i>Sesbania exasperata</i> Kunth
Leg. Pap	<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.
Malvaceae	<i>Anoda cristata</i> L. <i>Sida glaziovii</i> K. Schum <i>Sida rhombifolia</i> L.
Solanaceae	<i>Solanum viarum</i> Dunal

As espécies do gênero *Sida* se destacam em relação as demais na ocupação do solo, apresentando valores de frequência e densidade significativamente maiores quando comparadas as demais espécies. Juntas, as duas espécies somam uma densidade relativa de 41,58% mostrando seu predomínio na área.

Em terceiro lugar, observa-se a presença de *Chicorium intybus*, planta de origem européia. No Brasil, é conhecida como chicória e é cultivada para fins alimentícios e fitoterápicos (MENDES *et al.* 2005).

Também está presente neste levantamento outra planta cultivável, *Crotalaria lanceolata* vulgarmente conhecida como guizo-de-cascavel, chocalho-de-cobra ou xique-xique, que é originária da África e foi introduzida no Brasil com a finalidade de cultivo de cobertura de solo e fornecimento de adubo verde (LORENZI 2000), sendo considerada atualmente como uma planta invasora, em face de sua ampla disseminação natural (LEITÃO FILHO *et al.* 1975).

Existem diversos trabalhos citando levantamentos fitossociológicos em áreas de cultura agrícola (BRIGHENTI *et al.*, 2003; JAKELAITIS *et al.*, 2003; SOUZA *et al.*, 2003; ERASMO, PINHEIRO e COSTA, 2004; SILVA *et al.*, 2006; KUVA *et al.*, 2007). Porém, nenhum levantamento para áreas em processo de recuperação florestal, o que torna importante conhecer quais espécies compõem a comunidade infestante da área e se estas realmente podem ser consideradas como plantas “daninhas” ou se são apenas espécies colonizadoras de solos descobertos, cujo ciclo de vida não interfere no desenvolvimento do plantio arbóreo.

Lima *et al.*, (2009) cita como importante e necessária a identificação das espécies de plantas daninhas, pois cada espécie apresenta o seu potencial de estabelecer-se na área e sua agressividade pode interferir de forma diferenciada em outras plantas. Para Fleck *et al.* (2008), o conhecimento das espécies e a utilização de práticas de manejo conjugadas contribuem para que o controle seja mais eficiente.

TABELA 5: Parâmetros fitossociológicos da comunidade infestante presente na área de Reserva Legal recuperada do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista-SP, onde: FA = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa; DA = Densidade Absoluta; DR = Densidade Relativa;

ESPÉCIES	FA (%)	FR (%)	DA (plantas/m ²)	DR (%)
<i>Sida rhombifolia</i>	0,37	17,53	0,65	21,45
<i>Sida glaziovii</i>	0,44	20,85	0,61	20,13
<i>Chicorium intybus</i>	0,23	10,90	0,29	9,57
<i>Pterocaulon lanatum</i>	0,14	6,63	0,26	8,58
<i>Crotalaria lanceolata</i>	0,12	5,69	0,26	8,58
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i>	0,13	6,16	0,19	6,27
<i>Dichondra microcalyx</i>	0,17	8,06	0,17	5,61
<i>Sesbania exasperata</i>	0,16	7,58	0,17	5,61
<i>Anoda cristata</i>	0,10	4,74	0,15	4,95
<i>Solanum viarum</i>	0,15	7,11	0,16	5,28
<i>Amaranthus deflexus</i>	0,10	4,74	0,12	3,96

Também foram analisados os parâmetros fitossociológicos da comunidade invasora para cada tratamento presente neste trabalho, ou seja, as quatro espécies de leguminosas cultivadas na área com o objetivo de controle de invasoras, sendo elas: Tratamento 1: *Dolichos lablab*; Tratamento 2: *Crotalaria spectabilis*; Tratamento 3: *Mucuna aterrima* e Tratamento 4: *Macrotyloma axillare*, além da testemunha, que não recebeu nenhum plantio de leguminosas (Tabela 6).

Nesta pesquisa, observa-se pouca diferença na comunidade invasora entre os tratamentos 1, 2 e 5, sendo que apenas *Solanum viarum* não foi amostrada no Tratamento 1 (Lab-lab) e *Dichondra microcalyx* não foi amostrada no Tratamento 2 (Crotalária). *Dichondra microcalyx* é uma planta nativa do Brasil, herbácea, muito ramificada e que se espalha rapidamente na superfície plantada devido sua propagação por rizomas, caracterizando sua agressividade enquanto invasora. (Fischer *et al.* 2007).

TABELA 6: Parâmetros fitossociológicos da comunidade infestante para cada tratamento com leguminosas presente na área de Reserva Legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, sendo: (T1 = Lab-lab; T2 = Crotalária; T3 = Mucuna; T4 = Java e TEST = Testemunha), onde: FA = Frequência Absoluta; DA = Densidade Absoluta.

ESPÉCIES	T1		T2		T3		T4		TEST	
	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA
<i>Sida rhombifolia</i>	0,53	0,87	0,59	1,09	—	—	0,06	0,09	0,65	1,12
<i>Sida glaziovii</i>	0,65	0,84	0,68	0,96	—	—	0,09	0,09	0,78	1,15
<i>Chicorium intybus</i>	0,31	0,31	0,28	0,31	—	—	—	—	0,56	0,81
<i>Pterocaulon lanatum</i>	0,19	0,31	0,25	0,41	—	—	—	—	0,25	0,59
<i>Crotalaria lanceolata</i>	0,15	0,22	0,15	0,25	—	—	—	—	0,28	0,47
<i>Gnaphalium pennsylvanicum</i>	0,12	0,19	0,15	0,22	—	—	—	—	0,37	0,53
<i>Dichondra microcalyx</i>	0,37	0,37	—	—	—	—	—	—	0,50	0,50
<i>Sesbania exasperata</i>	0,28	0,28	0,25	0,25	—	—	—	—	0,28	0,34
<i>Anoda cristata</i>	0,12	0,22	0,19	0,25	—	—	—	—	0,17	0,28
<i>Solanum viarum</i>	—	—	0,34	0,34	—	—	—	—	0,43	0,50
<i>Amaranthus deflexus</i>	0,09	0,15	0,12	0,12	—	—	—	—	0,28	0,34

Os tratamentos 3 (Mucuna) e 4 (Java) foram os mais eficientes no controle de invasoras, uma vez que nenhuma espécie foi amostrada nas parcelas com o plantio de Mucuna e apenas duas espécies estavam presentes nas parcelas com plantio de Java, com baixíssimas frequência e densidade, mostrando o elevado potencial destas espécies no controle biológico por mato-competição ou alelopatia. Resultados semelhantes foram obtidos por Erasmo *et. al* (2004), comprovando a eficiência da mucuna no controle de invasoras. A espécie também é citada por Favero *et al.* (2001) como leguminosa de adubação verde capaz de suprimir 100% das plantas daninhas.

Apesar de não diferir estatisticamente, as parcelas Testemunhas apresentaram valores de frequência e densidade relativamente superiores para todas as espécies amostradas, quando comparadas aos tratamentos T1 (Lab-lab) e T2 (Crotalária), com exceção de *Anoda cristata* que apresenta frequência pouco menor na parcela testemunha quando comparada ao Tratamento 2. Isto deixa claro o potencial que a cobertura do solo com leguminosas tem na redução da comunidade infestante, apesar dos resultados

demonstrarem a insuficiência destas duas espécies no controle de invasoras devido a baixa taxa de recobrimento do solo.

A época de plantio fora do período de chuvas pode ter sido o principal motivo para o baixo recobrimento do solo por Lab-lab, uma vez que a espécie é considerada como trepadeira que forma grande quantidade de biomassa. Já a Crotalária apresenta padrão de crescimento arbustivo com pouca formação de forragem no solo (MATSUDA, 2003), o que explica o fato de seu baixo potencial no controle de invasoras.

A premissa fundamental das culturas de cobertura, como um componente do manejo integrado de plantas daninhas, é a de que elas possam exercer efeito diferencial sobre estas, resultando na diminuição relativa do seu vigor. Embora os efeitos da cobertura sobre populações de plantas possam advir de processos alelopáticos, a formação de barreira física, por meio da biomassa acumulada, diminuindo a incidência de luz sobre a superfície onde estariam os bancos de sementes, foi considerada a principal vantagem da presença deste tipo de cobertura (ARAUJO *et al.* 2007). Esta seria uma possível explicação para os dados obtidos nesta pesquisa, uma vez que tanto Java como Mucuna formaram biomassa significativamente maior, quando comparadas às demais leguminosas de cobertura aqui testadas.

Desta maneira, a cultura para o manejo de plantas invasoras deve ser feito levando em consideração seu potencial de cobertura, pois seu uso, ajustado às condições edafoclimáticas, poderá promover a redução da infestação por plantas daninhas durante o seu desenvolvimento, proporcionando cobertura mais completa ao solo e alteração nas suas características físico-químicas (SEVERINO e CRISTOFFOLETI, 2001). Solos sem cobertura vegetal apresentam geralmente maior amplitude térmica diária e menor teor de água do que solos protegidos, o que favorece, entre outros, uma maior diversidade de predadores que provocam danos às sementes, diminuindo sua viabilidade e o banco de semente do solo (VIDAL e THEISEN, 1999).

Além da cobertura, o comportamento alelopático é citado como um importante fator de supressão de plantas daninhas, uma vez que a produção de inibidores bioquímicos pode inibir a germinação e a emergência de algumas espécies, bem como reduzir o crescimento inicial das plantas (MESCHEDE, FERREIRA e RIBEIRO, 2007).

Entretanto, estes efeitos, desejáveis para controle de espécies invasoras, pode se tornar um empecilho quando leguminosas de cobertura são consorciadas aos plantios comerciais, sejam estes agrícolas ou florestais, pois os mesmos efeitos supressores podem atingir os cultivos de interesse (TOLEDO *et al.* 2000).

Vale ressaltar que a utilização de espécies leguminosas de cobertura, além da

supressão de invasoras, favorece as condições físico-químicas do solo, como maior incorporação de matéria orgânica e maior ciclagem de nutrientes, diminuição da temperatura maior e retenção de água, descompactação e aeração (MESCHÉDE, FERREIRA e RIBEIRO 2007), condições fundamentais para o desenvolvimento de mudas durante o processo de recuperação.

Porém, o manejo das leguminosas, quando consorciadas com espécies arbóreas utilizadas em plantios de recuperação de áreas degradadas é fundamental, uma vez que leguminosas podem levar a supressão e mortalidade das mudas durante início do seu desenvolvimento, principalmente aquelas com potencial para formação de grandes quantidades de biomassa ou alelopáticas, como é o caso de *Mucuna* (BASTOS *et. al.* 2003) e *Java*, fato comprovado com os resultados obtidos nesta pesquisa.

4.3 Controle Biológicos de *Brachiaria decumbens*.

Os resultados obtidos para a evolução da cobertura do solo por *Brachiaria decumbens* para os quatro tratamentos com leguminosas encontram-se nas figuras a seguir.

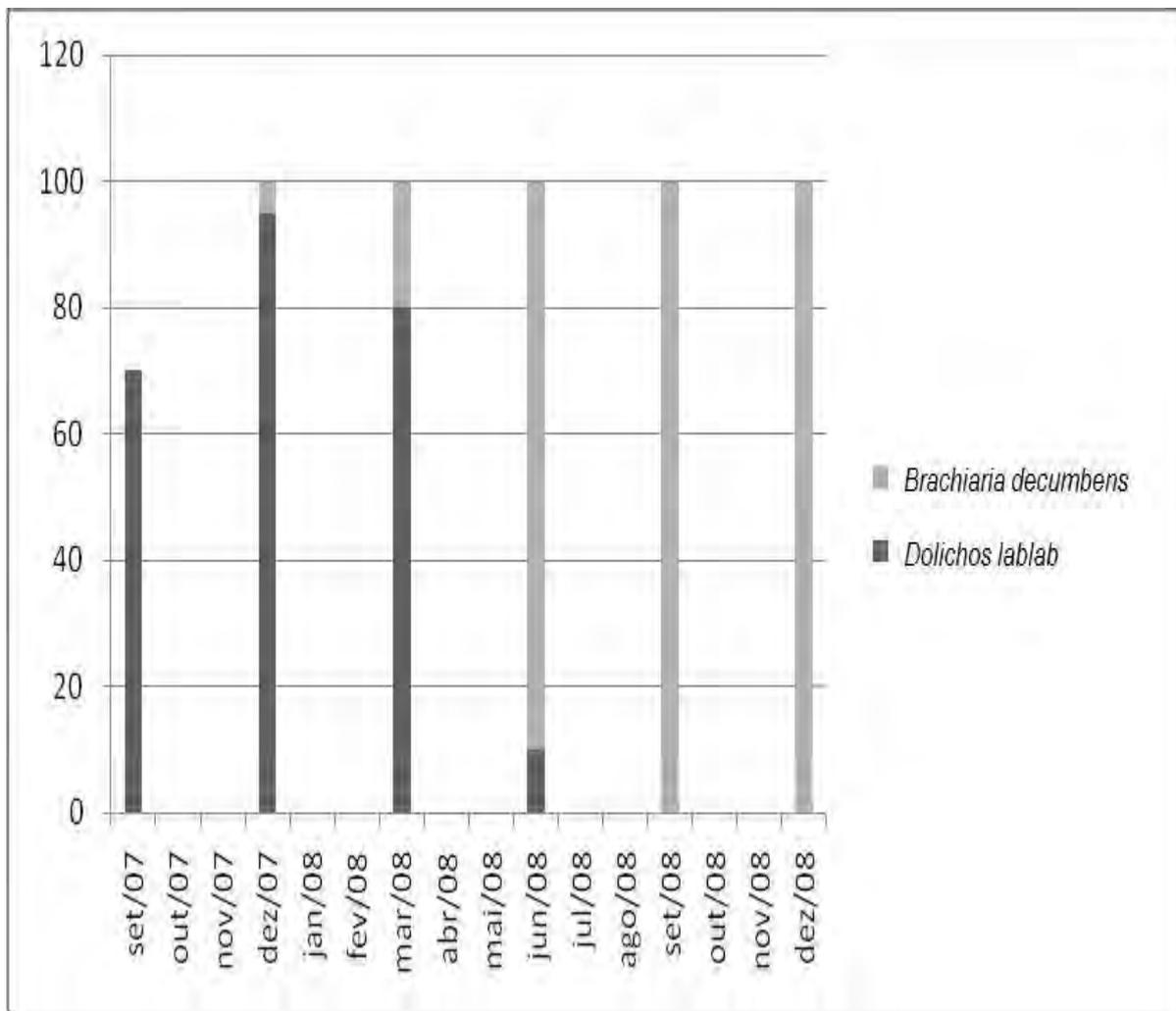


FIGURA 8: Cobertura do solo (%) por *Brachiaria decumbens* e *Dolichos lablab* na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, durante os 18 meses de pesquisa.

Os resultados mostram que a espécie não atingiu 100% de forração do solo nas parcelas, o que favoreceu a substituição desta por *Brachiaria decumbens*. Doze meses após o plantio a espécie ocupava menos que 10% de cobertura de solo nas parcelas e após esse período, foi completamente substituída (FIGURA 8).

Pereira (2006) cita Lab-lab como sendo espécie de rápido crescimento e capaz de formar uma grande quantidade de biomassa. Apesar de tolerante a seca e ao frio, estas condições reduzem sua capacidade de formação de matéria verde, fator que explica os

resultados obtidos nesta pesquisa, uma vez que o plantio de entrelinhas aconteceu no período de inverno.

Assim, conclui-se que a espécie tem potencial para utilização no controle de invasoras, recomendando-se seu plantio durante período de verão para melhor eficiência de cobertura de solo.

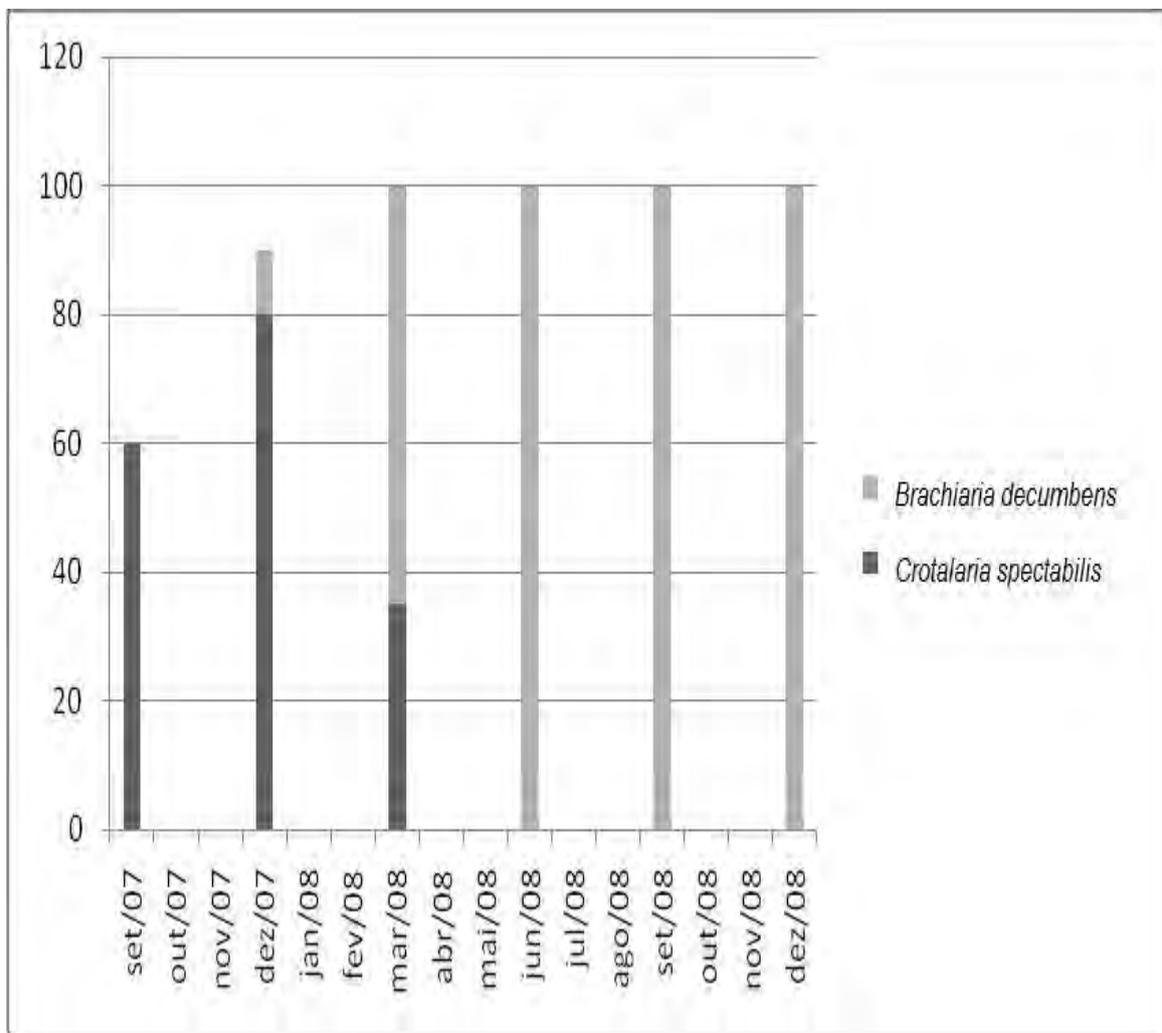


FIGURA 9: Cobertura do solo (%) por *Brachiaria decumbens* e *Crotalaria spectabilis* na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, durante os 18 meses de pesquisa.

A espécie mostrou-se pouco eficiente no controle de invasoras durante seu ciclo de vida. Devido ao seu porte arbustivo, a espécie apresenta uma baixa taxa de cobertura do solo, o que favorece a colonização por *Brachiaria*. Durante seu período de maior vigor, 06 meses após o plantio, a crotalária atingiu um percentual máximo de 80% de recobrimento do solo. Neste mesmo período, a braquiária já se fazia presente nas parcelas, com uma taxa de 10% de cobertura de solo. Aos 09 meses após o plantio, a espécie representava mais de

60% de cobertura de solo nas parcelas (FIGURA 9).

Silva *et. al* (2009) encontrou bons resultados no uso de *Crotalaria spectabilis* para controle de invasoras em plantio de tomate, contradizendo os dados obtidos nesta pesquisa. Fernandes *et. al.* (1999) cita o maior adensamento como fator decisivo para eficiência da crotalária no controle de plantas invasoras. As plantas dessa espécie apresentam crescimento ereto e porte de baixo a médio, além de uma arquitetura cônica, com folíolos mais largos na base e menores na parte superior do caule. Tais características levam ao baixo sombreamento das plantas e redução da competição por luz, permitindo o estabelecimento de maior número de plantas por área.

Na densidade de plantio testada nesta pesquisa, não houve pleno sombreamento do solo, resultando na presença de braquiária já no início do desenvolvimento do plantio. Assim, recomenda-se maior adensamento desta espécie quando cultivada para este fim.

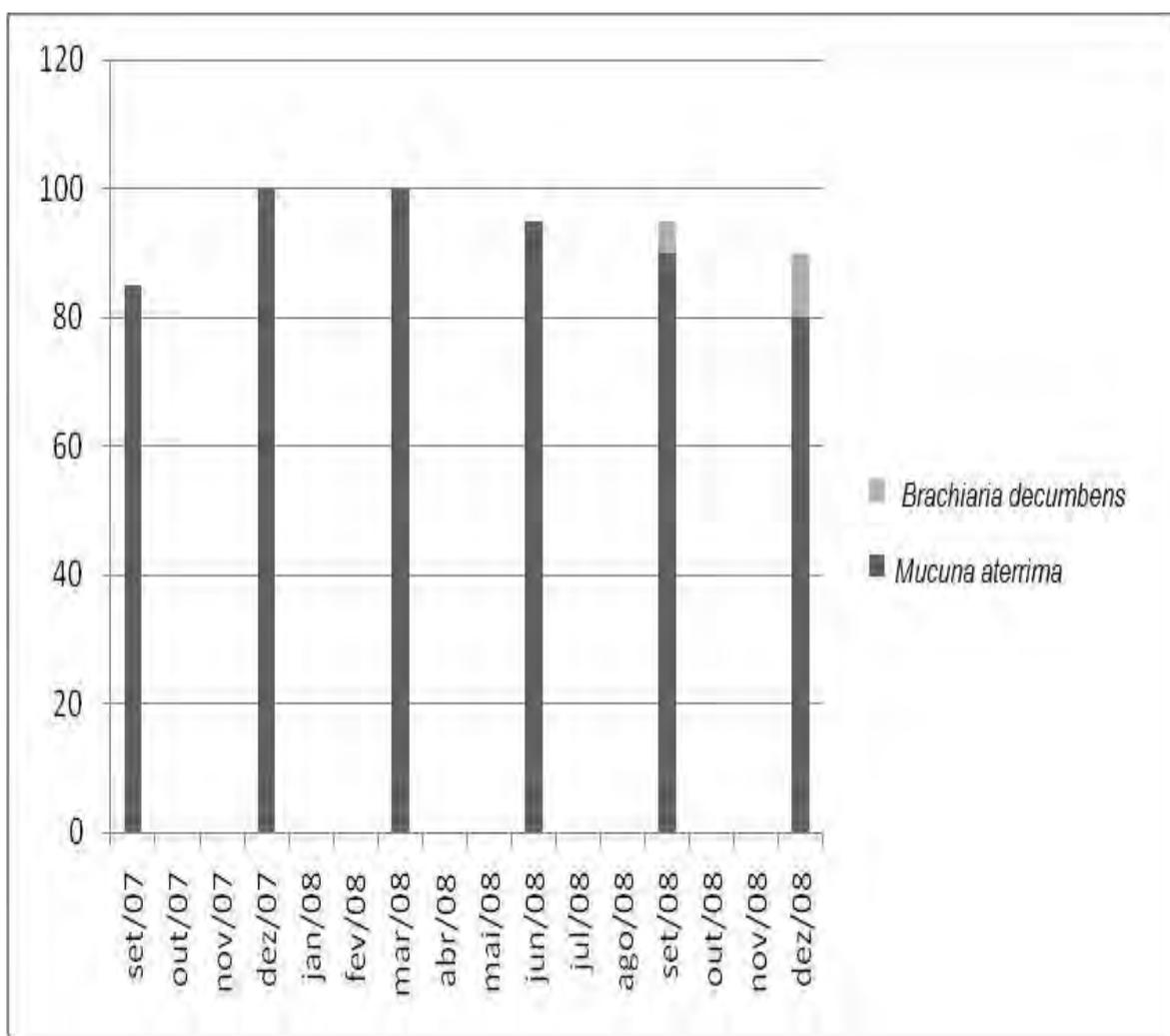


FIGURA 10: Cobertura do solo (%) por *Brachiaria decumbens* e *Mucuna aterrima* na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, durante os 18 meses de pesquisa.

A espécie é extremamente eficiente no controle da braquiária, impedindo a invasão durante todo o período de coleta de dados (Figura 10). A rebrota se dá facilmente e a espécie produz grande quantidade de matéria seca no solo, ao mesmo tempo que ainda tem suas partes vegetativas em pleno desenvolvimento. Em função de seu hábito de crescimento, a competição por luz entre as plantas dessa espécie pode ser muito acentuada, impedindo o desenvolvimento de outras plantas na sua presença (FERNANDES *et. al.*, 1999).

No final do período de análise, apesar da pequena redução do percentual de cobertura do solo pela espécie, não houve grande aumento da taxa de invasão por *Brachiaria*. Uma possível explicação, não analisada nesta pesquisa, seria o efeito alelopático que a mucuna exerce, impedindo a germinação do banco de sementes de *Brachiaria* existente no solo.

Bastos *et. al.* (2003) também comprovou a eficiência do uso da mucuna no controle biológico de gramíneas invasoras, citando a importância do manejo desta leguminosa quando consorciada a espécies arbóreas para recuperação de áreas degradadas, uma vez que possuem hábito trepador que pode prejudicar o crescimento das mudas.

De fato, isto ficou evidente nesta pesquisa. A mucuna cresce rapidamente, formando grandes “touceiras” que sufocam as árvores de crescimento mais lento. No caso das espécies pioneiras que têm crescimento mais rápido e conseguem superar a altura da mucuna, esta se enrola no caule das árvores, causando a morte por estrangulamento.

Assim, a espécie pode ser utilizada com sucesso em plantios para este fim, entretanto, é necessário manejo, que de acordo com Bastos *et. al.* (2006), é facilitado devido o caráter volúvel da mucuna, não requerendo nenhum implemento para sua realização.

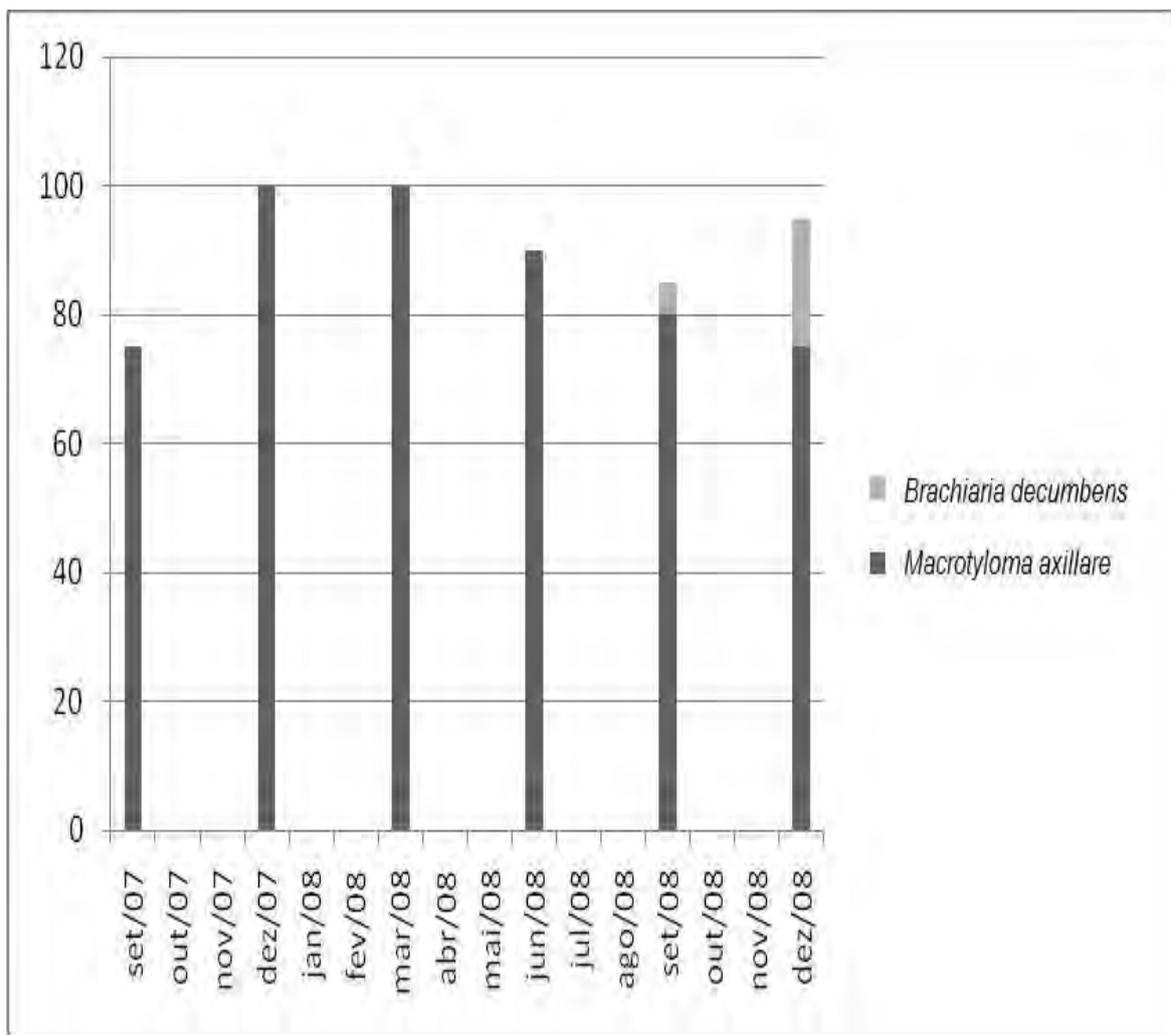


FIGURA 11: Cobertura do solo (%) por *Brachiaria decumbens* e *Macrotyloma axillare* na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, durante os 18 meses de pesquisa.

De comportamento igual ao da mucuna, a Java foi extremamente eficiente no recobrimento do solo e combate às invasoras (FIGURA 11), atingindo uma taxa de recobrimento do solo de 100% em seis meses após o plantio. Porém, também levando a mortalidade de todas as espécies arbóreas presentes nas parcelas devido seu hábito trepador. Assim, seu uso para este fim deve ser controlado e depende de manejo para plena eficiência.

O controle de plantas daninhas pela cobertura vegetal pode ocorrer tanto pelo efeito físico, impedimento da incidência luminosa, como pelos efeitos alelopáticos (FAVERO *et al.*, 2001). A cobertura do solo reduz significativamente a intensidade de infestação de plantas daninhas e modifica a composição da população infestante. Solos sem cobertura vegetal apresentam geralmente maior amplitude térmica diária e menor teor de água do que solos protegidos, o que favorece, entre outros, uma maior diversidade de predadores que

provocam danos às sementes, diminuindo sua viabilidade e o banco de semente do solo (MESCHEDE, FERREIRA e RIBEIRO, 2007).

Isto explica o melhor desempenho das espécies que formam maior concentração de biomassa no controle de *Brachiaria. decumbens* e o fato de *Crotalaria spectabilis* apresentar o pior desempenho dentre as espécies analisadas.

Em muitos casos, as espécies exóticas invasoras constituem a vegetação dominante, principalmente em áreas perturbadas ou degradadas. Isso pode levar a mudanças na trajetória sucessional do sítio, modificando a estrutura da comunidade que se deseja alcançar com projetos de restauração. Assim, o controle de espécies invasoras deve ser prioridade. (KULMATISKI, 2006).

Uma variedade de técnicas pode ser utilizada no controle de espécies exóticas. O controle biológico, dentre estas técnicas, representa uma opção de menor custo e impacto quando comparada com outras técnicas. Entretanto, poucos estudos comprovam a eficácia deste método bem como sua real minimização de impactos à biodiversidade. (KULMATISKI, 2006).

Nesta pesquisa, ficou evidente que a falta de manejo das espécies leguminosas causou impacto negativo no plantio arbóreo de recuperação, levando a mortalidade destas em dois tratamentos experimentais. Entretanto, Pedroso *et al.* (2003) cita elevada mortalidade de espécies florestais nativas submetidas a competição com gramíneas exóticas. Assim, o controle biológico por espécies leguminosas não deve ser descartado, uma vez que as gramíneas exóticas causam sérios danos as áreas onde ocorrem. O manejo pode resolver o problema de mortalidade das espécies florestais, porém, não resolverá os problemas com custos de manutenção do plantio, uma vez que mão-de-obra manual ou mecânica terá que ser adotada para este fim.

Mesmo o uso de leguminosas representando custos ao projeto, é preferencial o seu manejo ao controle (seja ele químico, manual ou mecânico) de gramíneas, uma vez que leguminosas tem um importante papel na fixação de nitrogênio, incorporando grandes quantidades deste elemento ao solo, além de formar elevada biomassa, o que aumenta a decomposição de matéria orgânica e recupera as propriedades físico-químicas dos solos onde é utilizada.

4.4 Avaliação do Crescimento das Espécies Florestais

Uma das maiores questões levantadas em projetos de restauração da flora é a determinação de critérios que possam ser empregados na avaliação de seu sucesso (SIQUEIRA, 2002). Stape *et al.* (2006), citam a composição florística, o espaçamento de plantio e as tecnologias de implantação e manejo florestal como fatores que afetam as taxas de crescimento das florestas plantadas em áreas de restauração.

A Tabela 7 apresenta as médias de altura das quatro espécies analisadas, com respectivos desvios-padrão entre parênteses, em cada tratamento avaliado nesta pesquisa.

TABELA 7: Médias de crescimento em altura (cm) das espécies florestais analisadas para cada tratamento presente na área de Reserva Legal do assentamento Nova Esperança, município de Euclides da Cunha Paulista – SP, onde: T1 = Lab-Lab; T2 = Crotalária; T3 = Mucuna; T4 = Java e TEST = TESTEMUNHA, 18 meses após o plantio.

ESPÉCIES	T1	T2	T3	T4	TEST
<i>Guazuma ulmifolia</i>	258,4 (29) ¹	225,7 (21)	---	---	248,2 (49)
<i>Croton urucurana</i>	320,1 (44)	314,7 (39)	---	---	339,8 (61)
<i>Trema micrantha</i>	261,0 (41)	266,8 (62)	---	---	298,2 (47)
<i>Peltophorum dubium</i>	212,6 (40)	177,2 (57)	---	---	188,7 (84)

¹ Desvio-padrão (cm).

A análise de variância ANOVA para altura mostrou que não existe diferença estatística significativa entre as médias das alturas das quatro espécies analisadas em cada tratamento. O elevado desvio-padrão se deve ao fato de que o número de indivíduos por espécie em cada tratamento não é uniforme, pois a distribuição das mudas em campo foi feita de maneira aleatória devido a falta de arranjo espacial do plantio arbóreo. Os tratamentos 3 e 4 não possuem indivíduos para amostragem uma vez que a mortalidade das espécies florestais nestas parcelas foi de 100%.

Apesar de não haver diferença estatística entre as médias obtidas, observa-se alturas superiores para *Croton urucurana* e *Trema micrantha* nas parcelas Testemunhas. *Peltophorum dubium* e *Guazuma ulmifolia* obteve maior média de crescimento em altura no tratamento 1 (Lab-lab). O Tratamento 2 (Crotalaria) apresentou a menor média de crescimento em altura para três das quatro espécies analisadas.

Estes resultados mostram que o plantio de leguminosas nas entrelinhas do plantio de mudas florestais pode reduzir as taxas de crescimento destas devido a mato-competição, tanto quanto como ocorre com a presença de *Brachiaria decumbens*, marcante nas parcelas testemunhas.

Porém, as espécies aqui analisadas são espécies pioneiras e de rápido crescimento. Vale ressaltar que a *Brachiaria* representa fator de mortalidade de mudas no início do plantio e fator de empecilho para espécies de crescimento mais lento, que são as espécies dos estágios mais avançados de sucessão e que são determinantes para o sucesso do plantio. Tal fato já é o suficiente para não se descartar seu controle em projetos de recuperação de áreas degradadas.

Souza *et. al* (2006) cita o efeito negativo da *Brachiaria* no crescimento de diversas culturas agrícolas, além de reduzir o nitrato disponível no solo. Souza *et. al* (2003b) também confirmou menor crescimento em mudas de *Eucalyptus grandis* na presença de *Brachiaria decumbens*.

Fazer generalizações sobre crescimento das espécies florestais é tarefa arriscada, uma vez que as taxas de crescimento em altura e diâmetro de árvores são altamente variáveis e podem ocorrer diferenças significativas mesmo dentro de uma mesma espécie, de acordo com sua constituição genética, com as condições de sítio que ela se encontra e com as condições climáticas, que exercem importante influência dentro de uma população.

Assim, indivíduos arbóreos de um dado tamanho podem representar uma grande diferença de idades, da mesma forma que árvores de uma mesma idade podem alcançar diferentes tamanhos (CHAGAS *et al.*, 2004). Portanto, nesta pesquisa não se objetiva tirar conclusões que poderiam ser precipitadas sobre o desempenho do crescimento das espécies analisadas, até porque, isto demandaria em um estudo continuado com medições periódicas das espécies na área. O que se pretende é oferecer subsídios para futuras pesquisas na área e fornecer dados sobre espécies florestais brasileiras, visto que a maioria das pesquisas deste gênero envolvem espécies exóticas de interesse comercial e pouco são os dados sobre espécies florestais nativas.

CONCLUSÕES

1) Sobre a comunidade florestal:

- A comunidade florestal implanta na área de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança por meio de plantio de mudas possui espécies ocorrentes da flora regional, de acordo com a legislação vigente que determina as orientações para recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo.
- O plantio não cumpre as orientações da legislação no tocante ao número mínimo de espécies e percentual de grupos ecológicos, fatores necessários para garantir a biodiversidade da área.

2) Sobre a comunidade infestante:

- Poucas espécies não pertencentes à família das gramíneas foram amostradas na área, em função da predominância de *Brachiaria decumbens*, visto que a área era uma pastagem degradada.
- As espécies amostradas foram rapidamente substituídas pela presença de *Brachiaria decumbens*, não sendo plantas persistentes ou com potencial competitivo, quando comparadas a *Brachiaria*.
- Os tratamentos com *Dolichos lablab*, *Crotalaria spectabilis* e Testemunha não interferiram no padrão de colonização da área, sendo que a frequência e densidade de espécies invasoras foi semelhante nestes três tratamentos.

3) Sobre o controle biológico de *Brachiaria decumbens* por leguminosas:

- Das espécies testadas, apenas *Mucuna aterrima* e *Macrotyloma axillare* foram eficientes no controle de *Brachiaria* durante todo o período desta pesquisa.
- *Dolichos lablab* formou pouca biomassa e, conseqüente, pouca cobertura de solo, característica não comum a espécie e decorrente das condições de campo do experimento.
- *Crotalaria spectabilis* apresenta baixa taxa de recobrimento do solo e foi a espécie com o pior desempenho no controle de *Brachiaria decumbens*.

4) Sobre o crescimento das espécies florestais.

- As espécies leguminosas, assim como a braquiária, também ofereceram fator competitivo para as mudas florestais implantadas na área. A presença das leguminosas *Mucuna aterrima* e *Macrotyloma axillare* foram responsáveis pela mortalidade de 100% das mudas presentes nestas parcelas. Portanto, há necessidade de manejo destas forrageiras quando implantadas em áreas de recuperação para fins de controle biológico.
- Os tratamentos com *Dolichos lablab*, *Crotalaria spectabilis* e Testemunha não apresentaram diferenças significativas entre si quanto a média de crescimento em altura das espécies analisadas, evidenciando o efeito competitivo exercido tanto pelos plantios de entrelinha como pela *Brachiaria decumbens*, presente nas parcelas Testemunha.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nesta pesquisa permitem concluir que um trabalho de recuperação de áreas degradadas envolve custo operacional para o manejo e controle de espécies invasoras. Mesmo o cultivo de entrelinhas exige manejo para que o plantio de espécies arbóreas tenha sucesso.

Diversas são as dificuldades enfrentadas; dentre elas, a obtenção de mudas de qualidade e principalmente, diversidade de espécies para implementação dos plantios. A pouca diversidade de espécies disponíveis nos viveiros pode comprometer o futuro de um plantio caso não haja outras fontes de propágulos próximas à área em processo de recuperação

Nesta pesquisa, a falta de um arranjo do plantio e a pouca disponibilidade de espécies, culminou em uma área com predomínio de quatro espécies pioneiras distribuídas de maneira aleatória. Estas, que têm por característica ecológica ciclos de vida mais curtos, podem comprometer o processo de recuperação da área a curto prazo, não apenas pela diminuição do número de indivíduos, mas comprometendo também, a regeneração natural de propágulos oriundos dos fragmentos vizinhos, uma vez que a abertura de clareiras em uma área que ainda não se encontra completamente formada, irá favorecer o aparecimento de espécies invasoras como *Brachiaria decumbens*.

Um modelo de plantio também facilitaria o trabalho operacional de reposição de indivíduos mortos nas devidas proporções recomendadas pela legislação (60% de espécies pioneiras e 40% de espécies não pioneiras). No caso deste estudo, onde há um predomínio de espécies pioneiras, recomenda-se fazer os replantios priorizando as espécies não pioneiras para haver uma melhor distribuição entre os grupos ecológicos na área.

Em relação ao controle de espécies invasoras, esta pesquisa deixa claro que o manejo é fundamental para que as invasões não se tornem empecilho para o desenvolvimento do plantio de recuperação, principalmente no tocante as espécies dos estágios mais avançados de sucessão. Estas, que possuem crescimento mais lento, são sufocadas por espécies invasoras, principalmente *Brachiaria*, que tem por hábito de crescimento a formação de grandes touceiras. Já as espécies arbóreas dos estágios iniciais de sucessão, devido ao seu rápido crescimento, não sofreram tanto as conseqüências da presença de *Brachiaria*, pois em pouco tempo já alcançavam altura superior e capazes de se desenvolver sem sufocamento ou mato-competição.

Quanto ao uso de espécies leguminosas para o controle de *Brachiaria*, novas pesquisas são fundamentais para a aplicação deste método, visando técnicas adequadas de

manejo das entrelinhas, para não prejudicar o desenvolvimento das mudas de arbóreas. O plantio de leguminosas sem manejo também é prejudicial para as mudas de arbóreas durante o processo de recuperação. O rápido recobrimento pela adubação verde, bem como o incremento de matéria orgânica no solo, pode ser um importante fator de sucesso em áreas durante seu processo de restauração. Entretanto, é importante avaliar se o incremento de matéria orgânica no solo, característica agronômica tão desejável das espécies de leguminosas, favorece também o crescimento e desenvolvimento das espécies arbóreas.

Por fim, novas pesquisas em áreas de Reserva Legal, principalmente aquelas em processo de recuperação, devem ser feitas para avaliar a dinâmica de substituição de espécies ao longo do tempo, bem como se os fragmentos vizinhos serão capazes de realizar colonização espontânea aumentando a diversidade de espécies na área e aproximando o plantio de uma área natural em termos de composição florística.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCANTARA, F. A. *et al.* Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 35, n. 2, p.277-288, 2000.
- ALMEIDA, A. R. P. Efeito alelopático de espécies de *Brachiaria* sobre algumas leguminosas forrageiras tropicais. Piracicaba. Dissertação (Programa de pós-graduação em Ciências Florestais). ESALQ/USP, 1993.
- ALMEIDA, R. O. P. O. Indicadores da qualidade do substrato para monitoramento de áreas revegetadas: estudo dirigido à mineração de areia. São Paulo. Tese. (Programa de pós-graduação em Engenharia) Escola Politécnica/USP, 2010.
- ANAND, M.; DESROCHERS, R.E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Restoration Ecology**. v. 12, n.1, p. 117-123, 2004.
- ANTONIO, C. D.; MEYERSON, L. A. Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. **Restoration Ecology**. V. 10, n. 4, p. 703-713, 2002.
- ARATO, H. D. *et al.* Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.5, p.715-721, 2003.
- ARAÚJO, J. C. *et al.* Supressão de plantas daninhas por leguminosas anuais em sistema agroecológico na Pré-Amazônia. **Planta Daninha**. Viçosa, v.25, n. 2, p. 267-275, 2007
- ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001. Disponível em <www.multimidia.prudente.unesp.br/atlaspontal> Consulta em 19/03/2005.
- BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares *In*: RODRIGUES, RR e LEITÃO FILHO, H. F. (eds), **Matas ciliares**. São Paulo: Edusp, 2000.
- BASTOS, R. N. *et al.* Controle biológico do capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) no campus da ilha do fundão - UFRJ. **Bioletim**. Ano III, n. 3, p.1-3, 2003.
- BRIGHENTI, A. M. *et al.* Cadastramento fitossociológico de plantas daninhas na cultura de girassol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 5, p. 651-657, 2003
- CAMPOS, J. B.; COSTA FILHO, L. V. e NARDINE, M. M. Recuperação da reserva legal e a conservação da biodiversidade. **Cadernos de biodiversidade**. Curitiba, n.1, v. 3, p.1-3, 2002.
- CAMPOS, E. P. *et al.* Composição florística de um trecho de cerradão e cerrado senso stricto e sua relação com o solo na Floresta Nacional (FLONA) de Paraopeba, MG, Brasil. **Revista Árvore**. v. 30, n. 3, p. 471-479, 2006.
- CARVALHO, M. M. *et al.* Respostas de uma espécie de *Brachiaria* à fertilização com nitrogênio e potássio em um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, n.2, p.195-200, 1991

- CARVALHO, P. E. R. Técnicas de recuperação e manejo de áreas degradadas” In: GALVÃO, A. P.M. **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais**. Brasília: Embrapa, 2000, p 251-258
- CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: Galvão, A. P. M.; Medeiros, A. C. S. (Ed). **Restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. p. 27-45.
- CARVALHO, P. E.R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. Colombo: Embrapa Florestas, v. 1, 2003.
- CASTRO, C.R.T. *et. al.* Influência do tratamento com ácido sulfúrico na germinação de sementes de *Brachiaria brizantha* Stapf. **Revista Ceres**, v.41, p.451-458, 1994.
- CHAGAS, R. K. *et al.* Crescimento diametral de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual ao longo de seis anos. In: DURIGAN, G.; VILAS-BOAS, O. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p 265-290.
- CHRISTOFFOLETI, P. J.; VICTORIA FILHO, R. Efeitos da densidade e proporção de plantas de milho (*Zea mays* L.) e caruru (*Amaranthus retroflexus* L.) em competição. **Planta Daninha**, v. 14, n. 1, P. 42-47, 1996.
- CONABIO (COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE). Resolução 5 de 21 de outubro de 2009. Disponível em: http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/Resolucao_CONABIO_nº205_EEI_dez_2009.pdf (Consulta em 10/03/2010)
- CÔRREA. R. S. **Recuperação de áreas degradadas no Cerrado** (Diretrizes para revegetação). Brasília. 2005.
- COSTA, P. *et. al.* Recuperação de Áreas Degradadas e Restauração Ecológica de Ecossistemas – Definições e Conceitos. Roraima: Embrapa Boa Vista, Documentos 07, 2005.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.
- DISLICH, R. *et. al.* A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Revista Brasileira de Botânica*, v.25, n.1, p.55-64, 2002
- DITT, E. H. Fragmentos Florestais no Pontal do Paranapanema. Ed. Anna Blumme, 2002. DURIGAN, G. e LEITÃO FILHO, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do Oeste Paulista. **Revista do Instituto Florestal**. v. 7, n. 2, p. 197-239, 1995.
- DURIGAN, G. *et al.* Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**. São Paulo, v. 4, n. 23, p.369-381, 2000.

DURIGAN, G.; LEITÃO-FILHO, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do Oeste Paulista. **Revista Instituto Florestal**. São Paulo, 7(2):197-239,1995.

ELIASON, S. A.; ALLEN, E. B. Exotic Grass Competition in Suppressing Native Shrubland Re-establishment. **Restoration Ecology**. v. 5, n. 3, p. 245-255, 1997

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An Evaluation of Direct Seedling for Reforestation of Degraded Lands in Central São Paulo State, Brazil. **Forest Ecology Management**. v. 152 , n. 1-3, p. 169-181, 2001.

ERASMO, E.A.L. *et. al.* Potencial de espécies utilizadas como adubo verde no manejo integrado de plantas daninhas. **Revista Planta Daninha**. Viçosa. v. 3, n. 2, p. 337-342, 2004.

ERASMO, E.A.L; PINHEIRO, L.L.A. e COSTA, N.V. Levantamento fitossociológico de plantas infestantes em áreas de produção de arroz irrigado cultivado sobre diferentes sistemas de manejo. **Planta Daninha**. v. 22, n. 2, p. 195-201, 2004.

FAVERO, C. *et al.* Modificações na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 36, n. 11, p. 1355-1362, 2001

FERNANDES, M.F, BARRETO, A.C. e EMÍDIO FILHO, J. Fitomassa de adubos verdes e controle de plantas daninhas em diferentes densidades populacionais de leguminosas. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 34, n. 9, p.1593-1600, 1999.

FERREIRA, W.C. Estabelecimento de mata ciliar em área degradada e perturbada. (Dissertação). Programa de pós-graduação em Engenharia Florestal, UFL. Lavras, 2006.

FISCHER, S. Z. *et. al.* Plantas da flora brasileira no mercado internacional de floricultura. **Revista Brasileira de Biociências**. v. 5, supl. 1, p. 510-512, 2007.

FLECK, N. G. *et al.* Controle de papuã (*Brachiaria plantaginea*) em soja em função da dose e da época de aplicação do herbicida Clethodim. **Planta Daninha**, Viçosa. v. 26, n. 2, p. 375-383, 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS AEROSPAIAIS. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008-2010: Relatório Parcial. São Paulo, 2010.

GALVÃO, A. P.M. **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais**. Brasília: Embrapa, 2000, p 251-258

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Revista Biotrópica**. v.12, p.23-30, 1980.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Indicadores de desenvolvimento sustentável: dimensão ambiental (biodiversidade)**. 2004.

IPE (INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS). Recuperação de Reserva Legal do Assentamento Nova Esperança. Relatório Técnico, 2007.

ITESP (INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO). Pontal Verde: plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema **Cadernos Itesp**. N. 2, 2º ed.. São Paulo: ITESP/Secretaria da Justiça e da Defesa da Cidadania, 1999.

JAKELAITIS, A. *et al.* Dinâmica populacional de plantas daninhas sob diferentes sistemas de manejo nas culturas de milho e feijão. **Planta Daninha**. Viçosa, v.21, n.1, p.71-79, 2003

JOELS, L. M. Reserva legal e gestão ambiental da propriedade rural: um estudo comparativo da atitude e comportamento de agricultores orgânicos e convencionais do Distrito Federal. Disponível em:
<http://www.arvore.com.br/artigos/htm_2002/ar0205_4.htm> Acesso em 29/01/2007.

KAGEYAMA, P. Y. Consórcio de Espécies Nativas de Diferentes Grupos Sucessionais em Teodoro Sampaio, SP. **Instituto Florestal**. São Paulo, v. 4, n. 2, p. 527-533, 1992.

KAGWEYAMA, P. Y. ; CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**. Piracicaba, n.41-42, p. 83-93, 1989

KAGEYAMA, P. Y. ;GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. *In*: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/Fapesp, 2000. p.249-269.

KULMATISKI, A. Exotic plants establish persistent communities. **Plant Ecology**. v. 187, p. 261–275, 2006.

KUVA, M. A. *et al.* Fitossociologia de comunidades de plantas daninhas em agroecossistema cana-crua. **Planta Daninha**. Viçosa, v.25, n.3, p.501-511, 2007.

LEITÃO-FILHO, H. F. *et al.* **Plantas invasoras de culturas no estado de São Paulo**. São Paulo: Hucitec, 1975

LEITÃO-FILHO, H. F. *et al.* Vegetação Florestal Remanescente: Inventários, caracterização, manejo e recuperação nas bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. *In*: **Qualidade ambiental e desenvolvimento regional nas bacias do Rio Piracicaba e Capivari**. Cadernos nº 7, Campinas: NEPAM, 1998

LEITE, J. F. **A ocupação do Pontal do Paranapanema**. São Paulo: Hucitec, 1998.

LIMA, J. M. *et al.* Prospecção fitoquímica de *Sonchus oleraceus* e sua toxicidade sobre o microcrustáceo *Artemia salina*. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 207-11, 2009.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2000.

MACHADO, Paulo A. L. Comentários sobre a Reserva Florestal Legal. 2001. Disponível em: <<http://www.ipef.br/legislacao/comentariosreserva.asp>> Acesso em 29/01/2007

MARTINS, D. *et al.* Potencial alelopático de soluções de solo cultivado com *Brachiaria brizantha*: efeitos sobre a germinação de gramíneas forrageiras e plantas daninhas de pastagens. **Planta daninha**, Viçosa, v. 24, n. 1, p. 61-70, 2006.

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

MATOS, D. M. S; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Revista Ciência e Cultura**. v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.

MATSUDA. Sementes para pastagem, 2003 (folder).

MAX, J. C. M; MELO, A. C.G. e FARIA, H. H. Comportamento de seis espécies nativas de dois grupos ecológicos plantadas em diferentes espaçamentos em reflorestamento ciliar. *In: DURIGAN, Giselda; VILAS-BOAS, Osmar. Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista.* São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p 385-395.

MELO, A.C.G. Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no médio vale do Paranapanema, SP. (Dissertação) Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental – USP. São Carlos, 2004.

MENDES, M. F. *et al.* Extraction of the insuline from chicory roots (*Chicorium intybus* L.) using supercritical carbon dioxide. *In: II Mercosur Congress on Chemical Engineering and IV Mercosur Congress on Process Systems Engineering.* Rio de Janeiro, 2005. **Anais.** Rio de Janeiro: EMPROMER, 2005.

MESCHEDE, D. K., FERREIRA, A. B.; RIBEIRO JR., C. C. Avaliação de diferentes coberturas na supressão de plantas daninhas no cerrado. **Planta Daninha.** Viçosa, v.25, n. 3, p. 465-471, 2007

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: uma análise bibliográfica. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3, p. 445-463, São Paulo, 1999.

MOREIRA, P. R. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas – MG (Tese). Programa de pós-graduação em Biologia Vegetal – UNESP. Rio Claro, 2004.

MÜLLER-DUMBOIS, D. e ELLENBERG, H. **Aimms and methods of vegetation ecology.** John Wiley & Sons: New York, 1974.

MYERS, N. *et.al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

PARROTA, J. A. *et. al.* Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management.** v. 99, p. 1-7, 1997.

PEDROSO, K. B. *et. al.* Competição de seis espécies arbóreas nativas com *brachiaria brizantha* (gramineae) na região do Arenito Caiuá –PR. . *In: I Seminário Nacional Degradação e Recuperação Ambiental, Foz do Iguaçu, 2003.* **Anais.** Curitiba: SOBRADE, 2003.

PEREIRA, A. R. Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão. Belo Horizonte : FAPI, 2006.

PIELOU, E. C. **The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination.** John Wiley & Sons: New York, 1975.

PITELLI, R. A. Manejo de plantas daninhas em áreas ciliares: Aspectos técnicos e administrativos do processo de restauração florestal. In: II Simpósio de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas. Moji-Guaçu, 2008. **Anais.** São Paulo: IB, 2008.

PITELLI, R.A.; MARCHI, S.R. Interferência das plantas invasoras nas áreas de reflorestamento. In: III Seminário Técnico Sobre Plantas Daninhas e o Uso de Herbicidas Em Reflorestamento. Belo Horizonte, 1991. **Anais.** Belo Horizonte: SIF, 1991. p.1-11.

RAMOS-FILHO, L. O.; FRANCISCO, C.E.S. Legislação florestal, Sistemas Agroflorestais e assentamentos rurais em São Paulo: restrições ou oportunidades? In: V Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais. 2004, Curitiba. **Anais...** Colombo: Embrapa, 2004. p 211-213

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M. e NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal.** São Paulo: Cetesb, 1999.

RODRIGUES, R. R. Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, fazenda Santa Elisa, Campinas - SP. (Tese Livre Docência). ESALQ – USP, 1999.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: USP/Fapesp, 2001. p.235-247.

ROGALSKI, J. M. *et.al.* Sucessão e manutenção da diversidade biológica e da variabilidade genética: ferramentas básicas para a restauração ambiental. Disponível em <<http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/Trabalhos/025.pdf>>. (Acesso em 07/05/2010)

SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. **Revista Acta Botanica Brasílica.** v.17, n.3, p.325-341, 2003.

SCHLITTLER, F. H. M. *et. al.*. Estudos Fitossociológicos Na Floresta do Morro do Diabo (Pontal do Paranapanema,Sp). **Arquivos de Biologia e Tecnologia.** v. 38, n. 1, p. 217-234, 1995.

SEIFFERT, N. F. Gramíneas Forrageiras do Gênero *Brachiaria*. **Circular Técnica** n.1. Embrapa Gado de Corte: Campo Grande, 1984.

SERRÃO, E.A.D.; SIMÃO NETO, M. Informações sobre duas espécies de gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria* na Amazônia: *B. decumbens* Stapf e *B. ruziziensis* Germain et Evrard. Série: Estudos sobre forrageiras na Amazônia, v.2., n.1, 1971.

SEVERINO, F.J.; CHRISTOFFOLETI, P.J. Efeitos de quantidades de fitomassa de adubos verdes na supressão de plantas daninhas. **Planta Daninha,** v.19, p.223-228, 2001.

SHEPHERD, G. J. **FITOPAC 1. Manual do usuário**. Departamento de Botânica. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1988.

SIGG, J. The Role of herbicides in preserving biodiversity. **California Exotic Plant Pest Council News**, Summer/Fall 1999. (tradução). Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/papelherb.pdf> (Consulta em 10/03/2010).

SILVA, A. C. *et. al.* Produção de palha e supressão de plantas daninhas por plantas de cobertura, no plantio direto do tomateiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 1, p. 22-28, 2009.

SILVA, A. F. *et. al.* Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa, MG. **Revista Árvore**. v. 27, n.3, p. 311-319, 2003.

SILVA, E. M. B. Nitrogênio e enxofre na recuperação de pastagem de capim-braquiária em degradação em Neossolo Quartzarênico com expressiva matéria orgânica. Piracicaba, 2005. (Tese). Programa de pós-graduação em Agronomia, ESALQ/USP, 2005.

SILVA, S. O. *et. al.* Diversidade e frequência de plantas daninhas em associações entre cafeeiros e grevêneas. **Coffee Science**. v. 1, n.2, p. 126-134, 2006.

SILVEIRA, A.P. D. Micorrizas. In: CARDOSO, E.J.B.N *et. al.* (eds). **Microbiologia do Solo**. Campinas: SBCS, 1992. p.257-282.

SILVEIRA, H.R.O. *et al.* Alelopatia e homeopatia no manejo da tiririca (*Cyperus rotundus*). **Planta daninha**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 499-506, 2010 .

SIQUEIRA, L. P. Monitoramento de Áreas Restauradas no Interior do Estado de São Paulo, Brasil. Piracicaba, 2002. 116 p. (Dissertação). Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, ESALQ/USP.

SMA-SP (SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO). **Pontal do Paranapanema: zoneamento ecológico-econômico**. São Paulo: SMA/SP, 1999.

SMA-SP (SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO). Resolução 08 de 31/01/2008.

SORREANO, M. C. M. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas com diferentes idades. (Dissertação). Programa de pós-graduação em Recursos Florestais, ESALQ/USP, 2002.

SOUZA, A. C. . *et. al.* Aspectos patológicos da intoxicação de suínos por sementes de *Crotalaria spectabilis* (Fabaceae). **Pesquisa Veterinária Brasileira**. v. 17, n.1, p. 12-18, 1997.

SOUZA, F. M. Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas. Piracicaba. (Dissertação). Programa de pós-graduação em Ciências Florestais, ESALQ/USP, 2000.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in

- Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.
- SOUZA FILHO, A. P. S. *et al.* Potencial alelopático de forrageiras tropicais: efeitos sobre invasoras de pastagens. **Planta Daninha**. v. 15, n. 1, p. 53-60, 1997.
- SOUZA, L. S. A. *et al.* Composição florística de plantas daninhas em agroecossistemas de cupuaçuzeiro (*Theobroma grandiflorum*) e pupunheira (*Bactris gasipaes*). **Planta Daninha**. Viçosa, v.21, n.2, p.249-255, 2003.
- SOUZA, L. S. A. *et al.* Efeito alelopático de plantas daninhas e concentrações de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) no crescimento inicial de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) **Planta Daninha**. Viçosa, v.21, n.3, p.343-354, 2003b.
- SOUZA, L. S. A. *et al.* Efeito alelopático de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) sobre o crescimento inicial de sete plantas cultivadas. **Planta Daninha**. Viçosa, v.24, n.4, p.657-688, 2006.
- SOUZA, M. F. P.; YAMASHITA, O. M. Potencial alelopático da mucuna-preta sobre a germinação de sementes de alface e picão preto. **Ciências Agro-Ambientais**. Alta Floresta, v.4, n.1, p.23-28, 2006
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática**: Guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II/. 2º ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008.
- SPAROVEK, G. *et al.*, Considerações sobre o Código Florestal brasileiro. ESALQ/USP, Piracicaba, Brasil, 2010. Disponível em: http://eco.ib.usp.br/lepac/codigo_florestal/Sparovek_etal_2010.pdf. (consulta em 16/07/2010).
- STANIZIO, R. M. *et al.* Efeito alelopático de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu sobre o crescimento de plantas de quatro leguminosas forrageiras. *In: XXVIII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. João Pessoa, 1991. **Anais**. João Pessoa: SBZ, 1991.
- STAPE, J.L. *et al.* Aceleração do crescimento inicial de plantas nativas de diferentes grupos sucessionais em área de restauração por minimização de estresses ambientais através de práticas silviculturais. *In: XVI Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo*. **Anais**. Piracicaba, 2006. São Paulo: SBSP, 2006.
- TEIXEIRA, C. M. *et al.* Potencial alelopático de plantas de cobertura no controle de picão-preto (*Bidens pilosa* L.). **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v. 28, n. 3, p. 691-695, 2004.
- TEODORO; R.B. *et al* Eficiência de leguminosas utilizadas na adubação verde no controle de plantas espontâneas. *In: XXVII Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas*. Ribeirão Preto, 2010. **Anais**. Londrina: SBCPD, 2010.
- TOLEDO, R. E. B. *et al.* Manejo de *Brachiaria decumbens* e seu reflexo no desenvolvimento de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis** Piracicaba, n. 55, p. 129-141, 1999

TOLEDO, R.E.B. *et al.* Efeitos da faixa de controle do capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) no desenvolvimento inicial de plantas de eucalipto. **Planta daninha**, Viçosa, v. 18, n. 3, p. 383-393, 2000 .

URBANSKA, K. M. Safe sites: interface of plant population ecology and restoration ecology. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N. R.; EDWARDS, P. J. (orgs). **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. p.81-110.

VALCARCEL, R. ; SILVA, Z.S. A eficiência conservacionista de medidas de áreas degradadas: proposta metodológica. **Revista Floresta**. v. 27, n. 1/2, p. 101-114, 1997.

VALLADARES-PÁDUA, C.. *et al.*, Módulos Agroflorestais na conservação de fragmentos florestais da Mata Atlântica. **Revista Experiências PDA**. Brasília, v. 2, p. 7-33, Janeiro de 2002.

VALLE, C. B. *et al.* Característica das plantas forrageiras do gênero *Brachiaria*. In: Simpósio Sobre Manejo de Pastagem. Piracicaba, 2000. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2000. p. 65- 108.

VAZ DE MELO, A. *et al.* Dinâmica Populacional de plantas daninhas em cultivo de milho verde nos sistemas orgânico e tradicional. **Planta Daninha**. Viçosa, v.25, n. 3, p. 521-527, 2007

VELOSO, H. P. *et al.* **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro:IBGE, 1991.

VIANA, V.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n.32, p. 25-42, 1998.

VIDAL, R. A.; THEISEN, G. Efeito da cobertura do solo sobre a mortalidade de sementes de capim-marmelada em duas profundidades no solo. **Planta Daninha**, v. 17, p. 339-344, 1999.

VIDAL, R. A. *et al.* Efeito alelopático de extratos de capim-marmelada (*Brachiaria plantaginea*) no crescimento inicial de algumas culturas. In: XVI Congresso Brasileiro de Herbicidas e Plantas Daninhas,.Campo Grande, 1986. **Resumos**. Campinas: Sociedade Brasileira de Herbicidas e Ervas Daninhas, 1986.

VILELA, H. Série Gramínea Tropical - Gênero *Brachiaria* (*Brachiaria decumbens* - Capim), 2009. Disponível em http://www.agronomia.com.br/conteudo/artigos/artigos_gramineas_tropicais_brachiaria_decumbens.htm. (Consulta em 04/10/2009).

VILELA, H. Série Leguminosas Tropicais - Gênero *Crotalaria* (*Crotalaria spectabilis* e *juncea*). 2009b. Disponível em http://www.agronomia.com.br/conteudo/artigos/artigos_leguminosas_tropicais_crotalaria.htm. (Consulta em 04/10/2009).

ZAU, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 5, p. 160-170, 1998.

ZILLER, S. R. A Estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico Ambiental Com Enfoque à Contaminação Biológica. (Tese) Programa de pós-graduação em Engenharia Florestal, UFPR. Curitiba, 2000.

WILSON, E. O. (org.) *et al.* **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

ANEXOS



IMAGEM 01: ÁREA DE RESERVA LEGAL ANTES DO PLANTIO DE RECUPERAÇÃO

FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 02: ÁREA DE RESERVA LEGAL APÓS PREPARO DO SOLO PARA REALIZAÇÃO DO PLANTIO.

FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues.



IMAGEM 3: CROTALÁRIA (*Crotalaria spectabilis*) 03 MESES APÓS O PLANTIO.

FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 4: JAVA (*Macrotyloma axilare*) 03 MESES APÓS O PLANTIO.

FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 5: LAB-LAB (*Dolichos lablab*) 03 meses após o plantio
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 06: MUCUNA (*Mucuna aterrina*) 03 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 07: PARCELA TESTEMUNHA, 03 MESES APÓS O PLANTIO
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 08: CROTALÁRIA (*Crotalaria spectabilis*) 06 meses após o plantio.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues.



IMAGEM 09: JAVA (*Macrotyloma axillare*) 06 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 10: LAB-LAB (*Dolichos lablab*) 06 MESES APÓS O PLANTIO
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 11: MUCUNA (*Mucuna aterrina*) 06 MESES APÓS O PLANTIO
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 12: PARCELA TESTEMUNHA 06 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 13: CROTALÁRIA (*Crotalaria spectabilis*) 12 meses após o plantio.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 14: JAVA (*Macrotyloma axilare*) 12 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 15: LAB-LAB (*Dolichos lablab*) 12 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 16: MUCUNA (*Mucuna aterrima*) 12 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 17: PARCELA TESTEMUNHA 12 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues



IMAGEM 18: VISÃO GERAL DA ÁREA DE RESERVA LEGAL 18 MESES APÓS O PLANTIO.
FOTO: Elisangela Ronconi Rodrigues