

ARIANE CRISTINE ARAÚJO SILVA

**AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE ÁREA
DOMINADA POR *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. EM IPATINGA, MG**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de
Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-
Graduação em Ciência
Florestal, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2009

ARIANE CRISTINE ARAÚJO SILVA

**AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE ÁREA
DOMINADA POR *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. EM IPATINGA, MG**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de
Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-
Graduação em Ciência
Florestal, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 20 de agosto de 2009.

Prof. Hélio Garcia Leite
(Co-Orientador)

Prof. Eduardo Euclides de Lima e Borges
(Co-Orientador)

Prof. José Marinaldo Gleriani

Prof. Andrea Viana Neri

Prof. Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

“Se não houver frutos,
Valeu a beleza das flores;
Se não houver flores,
Valeu a sombra das folhas;
Se não houver folhas,
Valeu a intenção da semente!”
(Autor desconhecido)

Dedico

à duas pessoas muito especiais, uma mesmo não estando mais entre nós, foi um dos principais responsáveis por essa conquista, ao meu querido pai e também a minha maravilhosa mãe, companheira de todas as horas. Ainda não sei o que fiz de tão bom para merecer tê-los como meus pais.

AGRADECIMENTOS

A todos, que de uma forma ou de outra, direta ou indiretamente, contribuíram para esse trabalho, expresso minha sincera gratidão, em especial:

À Universidade Federal de Viçosa, através do Departamento de Engenharia Florestal pela realização do maravilhoso curso proporcionado;

À CNPq pela concessão da bolsa em parte do período de mestrado;

À empresa Infrater Engenharia LTDA, através da pessoa do Rogério Vidal; pelo apoio constante e fundamental para execução do experimento;

Ao professor Sebastião Venâncio Martins, pela orientação, oportunidade e ensinamentos, além da confiança depositada;

Ao professor Hélio Garcia Leite, pelos excelentes conselhos, pelo apoio, confiança, paciência e amizade dedicada nesses anos de mestrado;

Ao professor Eduardo Euclides de Lima e Borges, pelas críticas e sugestões, que só acrescentaram na qualidade do trabalho;

Aos demais membros da banca, por contribuir na melhoria dessa dissertação;

Aos funcionários do DEF, em especial a Ritinha e Alfredo pela paciência e atenção;

Ao Senhor Tião, pela ajuda na identificação das espécies e aos funcionários do Viveiro de mudas da UFV;

À todos os meus colegas da pós, pelas trocas de conhecimentos, pelo apoio em todos os momentos e fases dessa jornada, em especial aos momentos divertidos que passamos juntos;

As minhas queridas amigas de República e de Viçosa, que estando do meu lado, me apoiaram em tantos momentos difíceis, em especial a Carol (Xuxu), Mayrex, Fabrícia e as Nut's, levarei sempre vocês comigo;

Aos meus familiares por compreender os muitos momentos de ausência, em especial a minha mãe que sempre me apoiou e incentivou e minha afilhada querida, Letícia, entendendo sempre a distância;

Ao meu querido companheiro, Lucyano, que esteve sempre ao meu lado quando precisei, me ajudando até mesmo no trabalho de campo;

E acima de tudo, a Deus, pela vida e por permitir estar aqui nesse momento.

BIOGRAFIA

Ariane Cristine Araújo Silva, filha de José Carlos da Silva (*In Memoriam*) e Maria Aparecida Araújo Silva, nasceu na cidade de Ipatinga, Minas Gerais, em 02 de Abril de 1985.

Graduou-se como Bacharel em Ciências Biológicas em dezembro de 2006, colando grau em março de 2007 pelo Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (UnilesteMG), Ipatinga-MG. Durante sua graduação desenvolveu trabalhos nas áreas de Botânica e Ecologia Florestal, tendo sido bolsista de iniciação científica por dois anos consecutivos.

Iniciou o curso de Mestrado em Ciência Florestal na Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, em agosto de 2007, defendendo a dissertação em 20 de agosto de 2009.

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	x
Introdução Geral	01
Revisão de Literatura	03
<i>Banco de sementes do solo</i>	03
<i>Clareiras (Abertura de dossel)</i>	05
<i>Inibição da Sucessão Florestal</i>	05
<i>Restauração Ambiental</i>	07
Objetivos Gerais	09
Capítulo 1	
Avaliação do banco de sementes do solo de um povoamento de <i>Leucaena leucocephala</i> (LAM.) DE WIT e de um trecho do Parque Estadual do Rio Doce, MG, para fins de Restauração Florestal	11
Introdução	11
Material e Métodos	13
<i>Áreas de estudo</i>	13
A) Área colonizada por <i>Leucaena leucocephala</i> (PL).....	13
B) Parque Estadual do Rio Doce (PERD).....	14
<i>Caracterização do Banco de Sementes do Solo</i>	15
<i>Análise do Banco de Sementes do Solo</i>	16
Resultados e Discussão	17
Conclusões	26
Capítulo 2	
Restauração Florestal através da semeadura direta em um povoamento de <i>Leucaena leucocephala</i> (LAM.) DE WIT, em Ipatinga, MG, Brasil	28
Introdução	28
Material e Métodos	30

<i>Área de estudo</i>	30
<i>Tratamentos</i>	30
Resultados e Discussão	32
Conclusões	41
Capítulo 3	
Restauração Florestal através do plantio de mudas nativas em uma área colonizada por <i>Leucaena leucocephala</i> (LAM.) DE WIT. em Ipatinga, MG, Brasil	43
Introdução	43
Material e Métodos	45
<i>Área de estudo</i>	46
<i>Tratamentos</i>	45
Resultados e Discussão	47
Conclusões	52
Conclusões finais e Recomendações	53
Referências Bibliográficas	55

RESUMO

SILVA, Ariane Cristine Araújo. M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2009. **Avaliação de técnicas de restauração florestal de área dominada por *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit. em Ipatinga, MG.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Co-orientadores: Hélio Garcia Leite e Eduardo Euclides de Lima e Borges.

Objetivou-se caracterizar o banco de sementes do solo de uma área do Ribeirão Ipanema, dominada por *Leucaena leucocephala* (PL), município de Ipatinga, MG, e comparar com os resultados do banco de sementes de uma área do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), no mesmo município; analisar a semeadura de um coquetel de sementes e avaliar a alternativa de plantio de mudas de diferentes estágios sucessionais em módulos. A densidade média de sementes germinadas por bandeja foi de 760,79 sementes/m³ no PL e 92,05 sementes/m³ na área do PERD. Entre as espécies arbóreas destacaram-se, em número de indivíduos, *Muntingia calabura* e *L. leucocephala*. Apesar do PL ter apresentado maior densidade de indivíduos, estes são em sua grande maioria caracterizados como plantas daninhas. O número de pioneiras, secundárias iniciais e tardias foi maior na área do PERD em relação ao Ribeirão Ipanema, ou seja, o PERD ainda preserva espécies essenciais para sua conservação e classificação como área nativa. O PERD e o PL apresentaram o mesmo número de espécies exóticas, porém essas foram muito mais abundantes no último, com destaque para *M. calabura* e *L. leucocephala*. Para a análise da semeadura direta nucleada e plantio de mudas em módulos foi estabelecidos três tratamentos de 15x15m, onde um consistiu em corte raso de todos os indivíduos, um o corte dos indivíduos com CAP \geq 35 cm e o ultimo foi o tratamento controle. Para o método de semeadura direta nucleada, foi utilizado as espécies: *Anadenanthera macrocarpa*, *Mabea fistulifera*, *Schizolobium parahyba*, *Genipa americana* L. e *Piptadenia gonoacantha*. Os tratamentos foram avaliados mensalmente durante oito meses da identificação dos indivíduos arbóreos germinados e estabelecidos, além da medição da altura. *Mabea fistulifera* e *Anadenanthera macrocarpa* foram as espécies que mais germinaram dentre as amostradas, e também se destacaram por serem as únicas que sobreviveram por três meses ou mais de observação do experimento. Houve baixa porcentagem de germinação e alta mortalidade destas (93%). O fator competição por luz, devido a espécie exótica agressiva *L. leucocephala*, foi o que mais influenciou negativamente a sobrevivência dos indivíduos, sendo o tratamento clareira, o mais expressivo quanto ao desenvolvimento em altura das espécies. Para a metodologia

de plantio de mudas nativas, foram utilizadas mudas de *Euterpe edulis* Mart., espécie climácica e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, espécie pioneira. Os tratamentos foram avaliados aos quatro meses após a implantação e 7 meses após a primeira avaliação, através da medição da altura e do diâmetro a altura do coleto (DAC) dos indivíduos estabelecidos. O tratamento clareira, foi o que mais expressivo quanto ao crescimento em altura, sendo que seu efeito foi mais evidente na espécie *Schizolobium parahyba*. Para o DAC, o tratamento controle influenciou positivamente a espécie *Euterpe edulis* e o “clareira” a espécie *Schizolobium parahyba*. O método de plantio de mudas, conciliado com o tratamento clareira, se mostrou eficiente para a área, uma vez que esta não demonstra capacidade de auto-recuperação.

ABSTRACT

SILVA, Ariane Cristine Araújo. M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, august, 2009. **Evaluation of techniques of forest restoration of area dominated for *Leucaena leucocephala* (Lam) of Wit., Ipatinga, MG.** Adviser: Sebastião Venâncio Martins. Coadvisers: Hélio Garcia Leite and Eduardo Euclides de Lima e Borges.

The objective this to characterize the soil seed bank an area of Ribeirão Ipanema, Ipatinga city, MG, domined for *Leucaena leucocephala* (PL); to compare the results gotten in the seed bank of Parque Estadual do Rio Doce's (PERD) area delimited, same city; to analyze the sowing of one mix of seeds in modules and to evaluate the alternative of seedlings' plantation of different successional groups. The averages density of seeds germinated for tray was of 760,79 seeds/m³ in PL and 92,05 seeds/m³ in the PERD area. Among the tree species they had been relief, in number of individuals, *Muntingia calabura* and *Leucaena leucocephala*. Although the PL to have presented bigger density of individuals, these is in its majority characterized as harmful plants. The number of pioneers and secondary species was bigger in the area of the PERD in relation to the PL, that is, the PERD still preserves essential species for its area conservation and classification as native. The PERD and the PL had presented the same number of exotic species, however these had been much more abundant in the last one, with prominence for *Muntingia calabura* and *Leucaena leucocephala*. For the methodology of direct sowing and plantation of seedlings it was established three treatments, where one consisted of completed cut of all the individuals, the other was the cut of the individuals with CAP \geq 35 cm and the last it was control treatment. For the direct sowing in modules, was used the species: *Anadenanthera macrocarpa*, *Mabea fistulifera*, *Schizolobium parahyba*, *Genipa americana* L. and *Piptadenia gonoacantha*. The treatments had been evaluated monthly during the period of eight months, through identification of the germinated and established individuals, besides the measurement of the height. *Mabea fistulifera* and *Anadenanthera macrocarpa* had been the species that had more germinated, and also if they for being the only ones that they had than survived for three months or more observed of the experiment. It had low germination percentage, and high mortality of these (93%). The factor competition for light, due to the exotic species aggressive *Leucaena leucocephala*, was what more it influenced negative the experiment, where the treatment canopy gap, one more expressive toward to the development in height. For the methodology of plantation of native seedlings in modules,

they had been used seedlings of *Euterpe edulis* Mart., climax species, and *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, pioneer species. The treatments had been evaluated to the four months after the implantation and 7 months after the first evaluation, through the measurement of the height and the diameter at roots collar height (DAC) of the established individuals. The averages of DAC and height of the plants had been compared by test t, in level of 5% of probability. The treatment canopy gap, was what more expressive toward to the growth in height, being that its effect was more evident in the *Schizolobium parahyba* species. For the DAC, the control treatment it positively influenced the *Euterpe edulis* species and the treatment of the canopy gap the *Schizolobium parahyba* species. The method plantation of seedlings, allied treatment canopy gap, if showed efficient for the area.

INTRODUÇÃO GERAL

O processo de ocupação do Brasil caracterizou-se pela falta de planejamento e conseqüentemente a destruição de boa parte dos recursos naturais, particularmente das florestas. Ao longo da história do País, a cobertura florestal nativa, representada pelos diferentes biomas, foi sendo fragmentada, cedendo espaço para as culturas agrícolas, as pastagens e as cidades (MARTINS, 2009)

A regulação do clima, a fertilidade do solo e garantia do abastecimento de água, dependem diretamente da preservação dos remanescentes da Mata Atlântica, neles estão inseridos grande aglomeração das áreas ciliares que guardam os recursos hídricos. A restauração desses locais passa pelo sistema de reconhecimento de sua importância e identificação da vegetação e fauna de ocorrência natural (MARTINS, 2007).

O conhecimento dos processos ecológicos envolvidos na dinâmica de populações de plantas é extremamente importante para a definição de estratégias de conservação, manejo e restauração dos ecossistemas florestais. Juntamente com a chuva de sementes, a rebrota de cepas e raízes gemíferas, o banco de sementes do solo compõe os mecanismos de regeneração das florestas tropicais, cada um assumindo maior ou menor importância, dependendo do tipo e intensidade do distúrbio e da matriz vegetacional em que a vegetação perturbada está inserida (RODRIGUES e GANDOLFI, 2007).

Dependendo dos eventos históricos, são formadas rotas alternativas num determinado sistema para que este ambiente alcance um clímax (FIEDLER *et al.*, 1997). As ações humanas, dependendo do grau de intervenção, podem ser consideradas como um fator ecológico natural (NAVE, 2005). As interações entre os padrões de dispersão e o histórico de interferências determinam trajetórias sucessionais com características próprias (BAZZAZ, 1996). É importante relatar que o Paradigma Contemporâneo da Sucessão enfatiza os processos ecológicos dentro de um contexto dinâmico de um ecossistema e não de um ponto final estável (PICKETT *et al.*, 1984). A incorporação destes conceitos em trabalhos de restauração ecológica está fornecendo alterações metodológicas importantes (NAVE e RODRIGUES, 2007).

Se a degradação de um ecossistema ocorresse segundo uma determinada trajetória e caso esta degradação não tivesse sido muito intensa, a sua recuperação poderia acontecer passando por um caminho inverso ao percorrido durante a degradação ou então por uma trajetória alternativa. Em níveis mais intensos de degradação, alguns limites poderiam ter sido ultrapassados impedindo o retorno natural do ecossistema à condição

inicial, sendo necessário nesse caso, uma forte intervenção antrópica para que sejam superados impedimentos existentes à recuperação natural do ecossistema (RODRIGUES e GANDOLFI, 2004). Os objetivos da restauração devem se concentrar muito mais nas características desejadas do ecossistema no futuro do que pretéritas (HOBBS e HARRIS, 2001). Entretanto, uma curta definição de um projeto de restauração de uma área degradada é a construção de um ecossistema, e desde que esta construção seja baseada na reconstrução de um ecossistema preexistente nesse lugar, chama-se então restauração ou mais genericamente como recuperação (GANDOLFI *et al.*, 2007a)

O homem encontrou no processo de sucessão secundária de ocorrência natural, o subsídio necessários para a definição de praticas de recuperação de áreas degradadas que com maior ou menor sucesso foram incorporados a história das populações (GANDOLFI *et al.*, 2007a).

A incorporação de novos conceitos nos trabalhos de restauração ecológica tem ocasionado importantes mudanças metodológicas nas atividades de restauração, uma delas é a utilização de propágulos muitas vezes disponíveis no próprio local a ser restaurado, nas suas mais diversas formas e origens, ou mesmo propágulos trazidos de outros ambientes naturais ou menos antropizados (MARTINS, 2009).

Esse trabalho tem como objetivo propor soluções para o problema de áreas degradadas dominadas por espécies agressivas como o caso de espécie exótica *Leucena - Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. No capítulo 1 discuti-se a composição de sementes no banco de sementes do solo de uma área colonizada por *L. leucocephala* e posteriormente compara-lo com o banco de sementes de uma área, usada como referência, que presumidamente está preservada. Nos capítulos 2 e 3 estuda-se diferentes métodos para a recuperação florestal dessa área, ou seja, no capítulo 2 discuti-se a recuperação através de núcleos de semeadura direta de espécies nativas da região e no capítulo 3 a recuperação pelo método convencional de plantio de mudas, porém com esse plantio nucleado, sendo então utilizadas duas espécies nativas de diferentes estágios sucessionais.

REVISÃO DE LITERATURA

Banco de semente do solo

A semente é o principal meio para a reprodução da maioria das espécies lenhosas, e suas características morfológicas externas, por não variarem com as condições ambientais, são importantes para auxiliar na identificação da família, gênero e espécie, além de o seu conhecimento poder auxiliar os estudos de germinação, armazenamento e os métodos de cultivo (AMORIM *et al.*, 1997).

Outra característica importante da semente é a viabilidade, sendo que os fatores ambientais e as condições de armazenamento têm efeitos decisivos na viabilidade das sementes de qualquer espécie (MANTOVANI, 1989). A germinação das sementes depende de uma hidratação, temperatura e condições de oxigênio adequados; porém, a resposta para estes fatores pode mudar entre as espécies, sendo que algumas germinam ao encontrar essas condições ideais e outras permanecem sem germinar, sendo chamadas então, dormentes (GANDOLFI *et al.*, 2007b).

De acordo com Frazão *et al.* (1983), a classificação de sementes por tamanho, para determinação dos fatores de qualidade (germinação e vigor), tem sido bastante empregada na multiplicação das diferentes espécies vegetais. O tamanho da semente, em muitas espécies, é indicativo de sua qualidade fisiológica.

O banco de sementes representa o estoque de sementes viáveis, que permanecem no solo por período de tempo breves ou longos, dependendo da longevidade das sementes das espécies nele contidas (GARWOOD, 1989).

O papel desempenhado pelo banco de sementes do solo, na regeneração de florestas tropicais como subsídio necessário para a definição de ações de manejo de reservas naturais, tem sido intensamente avaliado pelos inúmeros estudos realizados nas últimas décadas (CHEKE *et al.*, 1979; HOPKINS e GRAHAM, 1983; YOUNG *et al.*, 1987).

O banco de sementes do solo, considerando sua dinâmica, composição florística e densidade, pode ser um bom indicador do estado de conservação e do potencial de restauração de ecossistemas florestais (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; SIQUEIRA, 2002; VIEIRA, 2004; NAVE, 2005; MARTINS *et al.*, 2008).

Em florestas tropicais ele está envolvido em, pelo menos, quatro processos nos níveis de população e de comunidade. São estes: o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a

restauração da riqueza de espécies durante a regeneração da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (HARPER, 1977; SOLBRIG, 1980; UHL *et al.*, 1988; GARWOOD, 1989). A regeneração da floresta tropical ocorre após dois tipos básicos de distúrbio, que são o corte e queima das árvores e arbustos, com posterior utilização do solo para atividades agropastoris, e a abertura de clareiras naturais, causadas pela queda de uma ou mais árvores do dossel (GÓMEZ-POMPA *et al.*, 1991).

Embora padrões gerais na composição, estrutura, distribuição espacial e características funcionais presente no banco de semente do solo em diferentes florestas de alto diversidade não sejam fáceis de estabelecer, alguns aspectos devem ser considerados devido a sua relevância na definição de ações de restauração (GANDOLFI *et al.*, 2007b).

Enquanto espécies de dossel de florestas primárias encontram-se pouco representadas no banco de sementes do solo, espécies típicas de estádios iniciais de sucessão são frequentes (WHITMORE, 1983), embora os distúrbios ocorridos ao redor da floresta possam contribuir para a entrada de espécies ruderais ou invasoras no banco de sementes do solo (MARTINS, 2007).

Os grupos ecológicos sucessionais da floresta tropical têm sido descritos por diversos autores, com diferentes visões e tipos de sucessão, porém com uma certa concordância para os estágios mais iniciais ou finais, e algumas diferenças quanto aos grupos intermediários. Os autores divergem também quanto à ocorrência ou não de uma separação brusca entre os grupos, porém há uma certa unanimidade quanto à existência, em si, dos diferentes grupos ecológicos (ARAKI, 2005).

Grupos ou classes ecológicas, características de cada uma das etapas da dinâmica florestal, apresentam diferenças quanto a um conjunto de características ecológicas dentre as quais, pode-se citar, o modelo reprodutivo (NEWSTRON *et al.*, 1994). Espécies de estádios iniciais de sucessão, como uma das estratégias para a colonização de áreas abertas, florescem por longos períodos, seguido de frutificação contínua (WHITMORE, 1983).

As espécies arbóreas encontradas em cada um dos estádios sucessionais das florestas tropicais úmidas, espécies pioneiras e secundárias iniciais (estádios iniciais) apresentam características muito próximas, ou seja, a intolerância à sombra; sementes pequenas com mecanismos de dispersão eficientes (pássaros, morcegos, vento); a viabilidade por longos períodos e a permanência viável no banco de sementes do solo, principalmente no caso das pioneiras. Espécies secundárias tardias apresentam tolerância

à luz durante o estágio juvenil, apresentam sementes de tamanho médio a grande, sendo a anemocoria sua principal síndrome de dispersão e apresentam sementes dormentes no solo por curtos períodos. As climácicas são tolerantes à sombra e apresentam sementes grandes cuja viabilidade se restringe a períodos curtos, sendo dispersas principalmente pela gravidade, por mamíferos, roedores ou pássaros (BUDOWSKI, 1965).

Clareiras (Abertura do dossel)

A fragmentação, que expõe as formações florestais associada a perturbações do entorno, como área de cultivo agrícola, ou até mesmo urbanização, atua como elemento de perturbação, favorecendo muitas vezes neste local, a colonização por espécies invasoras presentes no banco de sementes (GROMBONE-GUARANTINI, 1999).

As clareiras são formadas pela morte natural ou acidental de uma ou mais árvores, resultando em uma abertura no dossel da floresta. Nesses locais, há uma grande mudança nas condições ambientais, tais como o aumento da quantidade de luz, de temperatura do solo e do ar e da disponibilidade de nutrientes, em um decréscimo da umidade relativa (BAZZAZ e PICKETT, 1980).

Diferentes tamanhos e formas de clareiras produzem situações diversas de microclima, possibilitando que diferentes grupos de espécies se estabeleçam (KAGEYAMA e GANDARA, 2000). A classificação dessas espécies, baseada na resposta a essas clareiras, pode ser importante para o entendimento da dinâmica das florestas tropicais e para a elaboração de estratégias de regeneração de áreas desflorestadas (ARAKI, 2005). Durante a sucessão, as primeiras espécies a colonizarem uma clareira são espécies pioneiras, às vezes oportunistas e agressivas com grande potencial de colonização que tendem a se tornarem dominantes. A chegada de espécies climácicas no dossel poderia estabelecer a mudança da clareira em construção para uma floresta madura, estável, a essas espécies poderiam permanecer por décadas e séculos até sua morte ou queda, onde assim originariam uma nova clareira (GANDOLFI *et al.*, 2007b). Sendo que se esta for colonizada por uma espécie invasora com potencial dominante esse processo pode ser interrompido e a sucessão dificilmente ocorrerá.

Inibição da Sucessão Florestal

Connell e Slatyer (1977) descreveram o modelo de sucessão ecológica “inibição”, onde as espécies pioneiras tendem a monopolizar o recurso da área, ocorrendo substituição de espécies apenas quando estas sofrem declínios populacionais por

senescência ou por perturbações. Algumas espécies de plantas podem causar inibição na sucessão por apresentarem rápida regeneração e grande agressividade (GUBERT-FILHO, 1993), como a *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, apontada por Martins (2007). Esse trabalho foca nessa espécie, uma espécie exótica, agressiva com potencial para formar florestas monodominantes, com comportamentos distintos em diferentes clareiras. Alguns trabalhos no Brasil tiveram a floresta monodominante como objetivo de estudo, dentre estes estudos destacam-se a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) na porção leste do estado no Mato Grosso (MARIMON *et al.*, 2001), a floresta monodominante de *Peltogyne gracilipes* Ducke (Caesalpinaceae) na Ilha de Maracá, em Roraima (VILLELA e PROCTOR, 1999) e a floresta de *Tabebuia aurea* (S. Manso) BENTH. e HOOK. F. ex S. MOORE, no Pantanal do Miranda, Mato Grosso do Sul (OLIVEIRA, 1993; RIBEIRO e BROWN, 2002).

A dominância de uma única espécie afeta a uniformidade (equabilidade), ou representação relativa das espécies influenciando na diversidade local de espécies. Quando mais de 50% do número de indivíduos ou da área basal de uma floresta pertencem a uma única espécie, esta é considerada uma “floresta monodominante” (HART *et al.*, 1989).

A *L. leucocephala* é uma árvore tropical, da família Leguminosae, amplamente utilizada na América do Sul para produção de forragem para o gado bovino e na recuperação de solos degradados (INNOVATIONS IN TROPICAL REFORESTATION, 1984).

A abundante produção de sementes de *L. leucocephala* e a alta viabilidade das mesmas garantem sua agressiva regeneração formando, em muitas situações, povoamentos puros e com alta densidade. Esta dominância que a espécie pode exercer sobre outras pode resultar do sombreamento intensivo no sub-bosque inibindo a germinação de sementes de espécies nativas e competição por água e nutrientes. Soma-se a isso um possível efeito alelopático que a espécie pode exercer sobre outras plantas. Estudos realizados com o extrato aquoso da parte aérea de *L. leucocephala* mostraram que houve inibição da germinação e do comprimento da radícula de desmódio (*Desmodium adscendens*), guanxuma (*Sida rhombifolia*) e assa-peixe (*Vernonia polyanthes*) e concluíram que esses efeitos provavelmente estariam relacionados com a mimosina (SOUZA FILHO *et al.*, 1997). Essas características podem justificar o comportamento monodominante da espécie na sucessão, se enquadrando no modelo de “inibição” descrito anteriormente.

Neste contexto, um dos grandes desafios da atualidade é a definição de metodologias que auxiliem a restauração florestal, do ponto de vista do resgate da diversidade, em áreas dominadas por uma única espécie exótica, como é o caso da *L. leucocephala* nas margens do Ribeirão Ipanema. Em tal situação de dominância por espécie exótica, a aplicação de indicadores vegetativos como o banco de sementes do solo apontaria a necessidade de adotar estratégias para a acelerar o processo sucessional, tal como o plantio enriquecido com espécie nativa e a eliminação progressiva da espécie exótica em questão (MARTINS e KUNZ, 2007).

Restauração ambiental

Os objetivos primordiais da restauração são: facilitar, acelerar e direcionar os processos sucessionais naturais, aumentar a produtividade biológica, reduzir o processo de erosão do solo, aumentar a fertilidade e o controle biótico sobre os fluxos biogeoquímicos dentro do ecossistema (PARROTTA, 1993).

As interferências humanas em áreas alteradas, buscando restabelecer os processos ecológicos e, portanto a integridade ecológica dessas com vegetação natural, requerem esforços diferenciados, dependentes da história de degradação de cada situação de mosaico ambiental e das características de seu entorno, expressando sua resiliência ou capacidade de auto-recuperação (RODRIGUES e GANDOLFI, 2007).

Os principais pontos abordados nas estratégias de regeneração e nos modelos empregados são diversidade de espécies, eficiência da regeneração natural, interação planta-animal e representatividade da população (KAGEYAMA e GANDARA, 2000).

Embora existam muitas metodologias que instrumentalizam o objetivo de restaurar um ecossistema florestal tropical ou subtropical, uma abordagem científica desta questão implica conhecer a complexidade dos fenômenos que se desenvolvem nesta floresta e manutenção destes ecossistemas no tempo (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998).

A escolha ou criação de um modelo de restauração é um processo em constante aprimoramento, que é alimentado não só pelos conhecimentos básicos sobre ecologia, demografia, genética, biogeografia, mas também pelas informações sobre o ambiente físico e biológico da região onde irá ser implantado (KAGEYAMA e GANDARA, 2000).

Até recentemente a recuperação de áreas degradadas se caracterizava como uma atividade sem vínculos estreitos com concepções teóricas (RODRIGUES e GANDOLFI,

2007), sendo executada normalmente como uma prática de plantio de mudas, com objetivos muito específicos, como controle de erosão, estabilização de taludes, melhoria visual, entre outros (RODRIGUES, 1999).

Dentre as novas técnicas de restauração florestal temos a *nucleação* que foi definida como o processo de estabelecimento e desenvolvimento de um tipo de comunidade dentro de uma matriz diferente desta, através do estabelecimento de um ou poucos indivíduos-núcleo de espécies pioneiras da comunidade em expansão de forma isolada em meio à comunidade predominante (YARRANTON e MORRISON, 1974).

Apesar de ser um modelo de recuperação de baixo custo, a formação de uma mata ciliar a partir de núcleos ou ilhas de vegetação, tende a ser um processo lento. Quanto maior o número de ilhas e a área das mesmas, e quanto maior o número de espécies utilizadas, mais rápida será a colonização das áreas ao redor (MARTINS, 2007; 2009).

A nucleação por sementeira direta no solo tem sido utilizada como alternativa de restauração florestal em áreas degradadas, dado o seu baixo custo financeiro e a possibilidade de conter alta riqueza florística e densidade de sementes viáveis (NAVE, 2005), apesar de ainda pouco usada. A utilização da sementeira direta parte do princípio de que, em uma floresta, a principal forma de colonização de clareiras, expansão de remanescentes, etc., se dá por meio de sementes (FLORES-AYLAS, 1999).

O método de sementeira direta em comparação com o plantio de mudas apresenta vantagens e desvantagens, dependendo das situações em que a mesma será executada. As principais vantagens são a dispensa da fase de viveiro necessária para produção de mudas; e é evitado o choque do plantio, além da sementeira direta ser mais adequada à mecanização. Por outro lado, na sementeira direta os indivíduos germinados nos dois primeiros anos pós-germinação requerem mais cuidados e tratamentos culturais adicionais, bem como maior supervisão durante todas as fases (HETH, 1983).

Independente de qual metodologia for adotada para o projeto de restauração florestal, a situação ideal para o ecossistema ser considerado como restaurado é a presença de uma alta diversidade de espécies nativas da região, típica do ecossistema precedente ou de ecossistemas similares próximos a região (MARTINS e KUNZ, 2007).

OBJETIVOS GERAIS

- 1) Caracterizar o banco de sementes do solo em uma área do Ribeirão Ipanema do município de Ipatinga, MG, colonizada por *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit;
- 2) Comparar os resultados obtidos no banco de sementes da área colonizada por *L. leucocephala* com os resultados do banco de sementes de uma área do Parque Estadual do Rio Doce;
- 3) Analisar a semeadura de um coquetel de sementes nativas nucleada como método de restauração florestal em área colonizada por *L. leucocephala*;
- 4) Avaliar a alternativa de plantio de mudas nativas de diferentes estágios sucessionais em módulos como método de restauração florestal em área colonizada por *L. leucocephala*.

CAPITULO 1

AValiação DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DE UM POVOAMENTO DE *Leucaena leucocephala* (LAM.) DE WIT E DE UM TRECHO DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MG, PARA FINS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

INTRODUÇÃO

As sementes podem ser encontradas no banco de sementes que existe no solo, constituindo-se na reserva de sementes viáveis e não prontamente germináveis do habitat (GARWOOD, 1989; WALCK *et al.*, 1998). Pode ser, conforme Simpson *et al.* (1989), transitórios (quando as sementes germinam no período de até um ano) ou persistentes (quando as sementes se mantêm viáveis por período superior a um ano).

Alguns autores, como Baskin e Baskin (1998), classificam os bancos de sementes persistentes como sendo de curta duração (quando as sementes permanecem viáveis por períodos de um a cinco anos) ou longa duração (quando as sementes permanecem viáveis por períodos maiores que cinco anos).

O banco de sementes de florestas tropicais está envolvido em, pelo menos, quatro processos em níveis de população e de comunidade: o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies durante a regeneração da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (HARPER, 1977; SOLBRIG, 1980; UHL *et al.*, 1988; GARWOOD, 1989), sendo importantes na colonização natural de áreas perturbadas, dando início ao processo sucessional. Em áreas degradadas, que tiverem o banco de sementes totalmente retirado, o processo de restauração torna-se mais difícil (REIS *et al.*, 2003).

Um banco de sementes é considerado sistema dinâmico, cujo estoque acumulado é variável de acordo com o balanço entre entradas e saídas. As entradas são provenientes da chuva de sementes que acontecem graças aos mecanismos atuantes de dispersão. As saídas, por sua vez, podem ocorrer por respostas fisiológicas, geneticamente controladas, ligadas a estímulos ambientais (luz, temperatura, umidade etc.) ou, ainda, através da morte, perda da viabilidade ou predação das sementes. A flora do banco de sementes do solo é intrínseca e espacialmente heterogênea, e o número de espécies coletadas tende a

aumentar com a área total de solo amostrada, o tamanho e a distância entre as amostras (JOLY, 1986).

A importância do banco de sementes para a regeneração em florestas tropicais relaciona-se ao estabelecimento de grupos ecológicos, como o das pioneiras, e com a restauração da riqueza de espécies arbustivas arbóreas (BAIDER *et al.*, 1999). Nessas florestas, a regeneração ocorre após dois tipos básicos de distúrbio, que são o corte e queima das árvores e arbustos, com posterior utilização do solo para atividades agropastoris, e a abertura de clareiras naturais, causadas pela queda de uma ou mais árvores do dossel (GÓMEZ-POMPA *et al.*, 1991).

A regeneração da floresta Atlântica montana, após corte e queima, caracteriza-se não só pela substituição de espécies pioneiras por tolerantes à sombra, como também pela substituição direcional de formas de crescimento e de histórias de vida, a partir de espécies herbáceas, dominando, consecutivamente, arbustos, árvores pioneiras de ciclo de vida curto e longo. Espécies pioneiras invadem lentamente um sítio disponível à colonização e facilitam o estabelecimento de outras, por agirem como abrigo para os vetores de dispersão e por melhorar as condições de fertilidade do solo (TABARELLI, 1997). Dessa forma, espécies de ervas e arbustos árvores pioneiras de ciclo de vida curto e longo constituem grupos ecológicos com funções distintas na regeneração da floresta (BAIDER *et al.*, 1999). O banco de sementes é o principal mecanismo de regeneração destas espécies colonizadoras.

Determinadas espécies de plantas são altamente agressivas, mantendo populações viáveis em áreas abertas e podendo inibir o avanço da sucessão nestas áreas por décadas. Essas espécies se enquadram no modelo sucessional de “inibição” descrito por Connell e Slatyer (1977). No Brasil, entre outras espécies, a *Leucaena leucocephala* tem sido apontada como inibidora da sucessão (MARTINS, 2007;2009).

A introdução de espécies exóticas em uma determinada região é o episódio inicial do processo de naturalização. Esta introdução pode ser intencional, com alguma finalidade específica, ou acidental, quando introduzida ocasionalmente. Inúmeras plantas exóticas foram e ainda estão sendo introduzidas de uma região a outra do globo, tendo um histórico intimamente correlacionado à atividade humana, como o processo de imigração, que traz consigo muitas plantas estrangeiras de utilidade indispensável à fixação do imigrante (SCHNEIDESL, 2007).

A dinâmica da expansão da área geográfica por uma determinada espécie segue três fases: 1. *Introdução* – chegada a uma outra área geográfica e o estabelecimento de

uma população ou planta adulta; 2. *Colonização* – as plantas da população inicial reproduzem-se e crescem em número formando uma colônia; 3. *Naturalização* – perpetuação e dispersão das espécies estabelecidas, ocasionando sua incorporação na flora autóctone (local) (GROVES, 1986). A maioria das espécies naturalizadas é introduzida intencionalmente, com propósitos de usos determinados, entre eles: forrageiro (gramíneas e leguminosas); olerícola e ornamental (várias espécies de diferentes famílias). Muitas dessas plantas escapam do cultivo e se naturalizam. Na Austrália, há estimativas que 65% das espécies naturalizadas no país nos últimos 25 anos tenham sido introduzidas para fins ornamentais e estima-se que da totalidade de espécies introduzidas como ornamental, a metade se torna invasora com o passar do tempo; medicinal e religiosos (ervas utilizadas como chás e cultivadas junto a casas); barreiras (espécies para contenção de dunas, quebra vento); experimentação científica (ZILLER, 2000).

Os bancos de sementes têm sido utilizados como indicadores de avaliação e monitoramento de projetos de recuperação de áreas degradadas, auxiliando na definição de estratégias de manejo dessas áreas colonizadas por espécies exóticas (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; MARTINS, 2007; MARTINS e KUNZ, 2007).

Este trabalho teve como objetivo caracterizar o banco de sementes do solo encontrado as margens do Ribeirão Ipanema, colonizada por *L. leucocephala*, no município de Ipatinga-MG, e comparar os resultados obtidos com os dados do banco de sementes encontrado em uma área do Parque Estadual do Rio Doce, localizado no mesmo município.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

A) Área colonizada por *Leucaena leucocephala* (Povoamento Leucena - PL) – área A

Uma parte do estudo foi realizado em um trecho do Ribeirão Ipanema, do Município de Ipatinga MG, ocupado por povoamento puro de *L. leucocephala* com

aproximadamente 2,5 hectares. Este ribeirão desagua no Rio Doce, estando a região inserida na Bacia do Médio Rio Doce (Figura 1).

A área situa-se no domínio da Mata Atlântica, onde ainda se encontram pequenos fragmentos florestais com alto nível de efeito de borda, sendo que vários destes se encontram colonizados por espécies invasoras, como a *L. leucocephala* e variedades de capins.

O clima, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Aw, caracterizando um clima tropical úmido de savana, megatérmico. O regime pluviométrico apresenta variação de 1000 a 1200 mm de precipitação anual e deficiência hídrica da ordem de 50 a 100 mm, assim como, excedentes hídricos de 100 a 200 mm (SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, 1980).

B) Parque Estadual do Rio Doce (PERD) – área B

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD), com cerca de 35000 mil ha é atualmente a maior área de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no estado de Minas Gerais (IEF, 1994). Localizado na região leste do Estado (19°48'18'' – 19°29'24''S, 42°38'30'' - 42°28'18''W), na região do Vale do Aço, abrange parte dos municípios de Marliéria, Dionísio e Timóteo, sendo limitado pelo Rio Doce a leste e o Rio Piracicaba ao norte (IEF, 1994). Suas formações vão desde áreas de florestas de aspecto primário (cerca de 38%) até campo (cerca de 5%), incluindo mosaicos de florestas primárias e secundárias, que fazem limite com as plantações de eucalipto presentes em propriedades de empresas florestais (GILHUIS, 1986). As florestas secundárias do parque surgiram após as grandes queimadas ocorridas, principalmente, durante a década de 60 (IEF, 1994) e com a exploração para produção de carvão vegetal (NUNES *et al.* 2007).

O clima, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Aw, assim como a área dominada por *L. leucocephala* descrita anteriormente, uma vez que estas áreas se encontram a 4,3 km de distância (Figura 1).



Figura 1 – Áreas estudadas, A: Povoamento Puro de Leucena, no Ribeirão Ipanema, Ipatinga MG e B: trecho do Parque Estadual do Rio Doce. Linha branca mostrando a distância entre as duas áreas e linha amarela mostrando o curso d’água do Ribeirão Ipanema. Seta em vermelho mostrando o Encontro entre os Rios Piracicaba e Doce. Fonte: Google earth, 2009.

Caracterização do banco de sementes do solo

- Amostragem do banco de sementes

A área demarcada para a coleta do banco de semente foi de 30 x 30 m em cada uma das áreas de estudo, sendo instaladas, 30 unidades de amostragem (u.a.) aleatórias de 25 cm x 25 cm e 5 cm de profundidade. Com auxílio de uma pá de jardinagem foram removidos 3125cm³ de solo por u.a.

O material coletado foi armazenado em sacos plásticos pretos, devidamente etiquetados com identificação da u.a. da qual foi retirado o solo (banco de sementes). Galhos e folhas recém caídos foram excluídos da amostragem, sendo deixada apenas a serapilheira já em estágio inicial de decomposição.

As amostras foram transferidas para o viveiro da Universidade Federal de Viçosa (UFV) e colocadas em bandejas de plástico de 20 x 30 cm com 7 cm de profundidade. Na base de todas as bandejas foram feitas oito perfurações de 0,3 cm de diâmetro, com o intuito de proporcionar melhor drenagem de água das mesmas.

As bandejas foram dispostas sobre mesas recobertas com sombrite por todos os lados, com o objetivo de manter uma luminosidade uniforme no interior dos mesmos, além de promover proteção contra a contaminação por sementes dos arredores. Para maior segurança, foram distribuídos cinco recipientes com areia esterilizada sobre as mesas, a fim de detectar uma possível contaminação com sementes de áreas externas.

Os conteúdos das bandejas foram regados diariamente e as plântulas emergentes foram contadas e identificadas.

Análise do banco de sementes do solo

A análise de banco de sementes foi realizada conforme Brown (1992), com a quantificação das plântulas realizada mediante a contagem semanal de cada unidade de amostra do banco, retirando-as após a identificação. As plântulas foram classificadas em arbustiva lenhosa, arbórea, herbácea ou trepadeira.

A emergência das plântulas foi acompanhada durante seis meses, sendo calculado o número de indivíduos para cada espécie, além da densidade e frequência.

- Classificação das espécies em categorias sucessionais

As espécies identificadas foram classificadas em categorias sucessionais, conforme Gandolfi *et al.* (1995), Martins e Rodrigues (2002), Martins *et al.* (2004) e Martins (2007). Sendo classificadas em quatro categorias sucessionais, segundo as definições de Gandolfi *et al.* (1995):

Pioneiras: espécies dependentes de luz que não ocorrem no sub-bosque e se desenvolvem em clareiras ou nas bordas da floresta.

Secundárias iniciais: espécies que ocorrem em condições de sombreamento médio ou luminosidade não muito intensa, em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas da floresta ou no sub-bosque pouco sombreado.

Secundárias tardias: espécies que se desenvolvem no sub-bosque sob sombra leve ou densa, podendo permanecer neste ambiente por toda a vida ou crescer e alcançar o dossel ou tornar-se emergente.

Sem caracterização: espécies que por falta de informações não puderam ser incluídas em nenhuma das categorias anteriores.

Foram incluídas, também nesse trabalho, as categorias das plantas daninhas (PD) para as ervas cujo comportamento de chegada no ambiente se reflete em uma rápida ocupação e disseminação e a categoria de exóticas (Ex), ou seja, espécies arbóreas não nativas do Brasil cujo comportamento de chegada no ambiente também pode constituir em rápida ocupação, podendo comprometer o estabelecimento das espécies autóctones (LÓPEZ-QUILES e VÁZQUEZ-YANES, 1976).

Os dados obtidos foram analisados empregando o teste *t* para amostras independentes, em nível de 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A densidade média de sementes germinadas por bandeja foi de 760,79 sementes/m³ na área ciliar colonizada por *Leucaena leucocephala* (área A) e 92,05 sementes/m³ na área do PERD (área B), sendo estas médias diferentes pelo teste *t*. Isso indica que apesar da proximidade entre ambas as áreas, estas estão submetidas a diferentes exposições de entrada de sementes, podendo inferir que as áreas apresentarão comportamentos diferentes frente a um distúrbio.

Nas bandejas controle (com areia), não foram observadas sementes germinadas durante o período do estudo, o que indica que o experimento representa fielmente o banco de sementes de cada trecho analisado, sem contaminações com sementes oriundas de áreas próximas dentro do próprio viveiro.

A densidade do banco de semente varia muito de um local para outro, mas tende a ser maior em florestas secundárias, nas quais o dossel mais aberto possibilita maior densidade de espécies pioneiras, cujas sementes possuem dormência (GARWOOD, 1989; GORRESIO-ROIZMAN, 1993; BAIDER *et al.*, 2001; DALLING, 2002). Isso pode ser confirmado pelos resultados encontrados neste trabalho, pois a densidade média de sementes por m³ encontrado no PL é maior que o encontrado no PERD, contudo, como indicador de avaliação de restauração, o banco de sementes deve ser analisado quanto à distribuição da sua densidade entre espécies de diferentes formas de vida.

Foram amostradas 54 espécies pertencentes a 24 famílias botânicas nas duas áreas estudadas (Tabela 1). As famílias com maior riqueza específica foram Asteraceae, com 15 espécies, Amaranthaceae, Fabaceae, Malvaceae, Poaceae e Solanaceae com 4 espécies cada. A maioria das espécies e dos indivíduos amostrados no banco são herbáceas. Apenas 11 espécies são arbóreas: *Acacia tenuifolia*, *Brosimum guianense*, *Cecropia hololeuca*, *Croton urucurana*, *Leucaena leucocephala*, *Muntingia calabura*, *Piptocarpa macropoda*, *Spathodea campanulata*, *Tabebuia* sp., *Theobroma cacao*, *Trema micrantha*.

As espécies de Asteraceae identificadas no presente estudo apresentam diversas particularidades, como uma biologia generalista e a capacidade de disseminação pelo vento (GROMBONE-GUARATINI *et al.*, 2004), o que favorece o seu crescimento em áreas abertas, principalmente pela sua alta agressividade, o que tem o potencial de inibir o desenvolvimento de outras plantas (KISSMANN e GROTH, 1992), sendo que algumas dessas espécies são as mais comuns em diversos ambientes do Brasil. Assim, as espécies dessa família costumam ser encontradas em ambientes antropizados ou não. As espécies de Asteraceae estão entre as primeiras plantas daninhas que surgem no campo após o preparo do solo para plantio, o que confirma o seu potencial de desenvolvimento (LORENZI, 2000).

Entre as espécies arbóreas destacaram-se, em número de indivíduos, *Muntingia calabura* e *Leucaena leucocephala* (Tabela 1). Embora não possa ser observado indivíduos adultos de *Muntingia calabura* nas áreas estudadas, a elevada densidade de sementes germinadas pode ser explicada por ela ter eficiente dispersão por pássaros e morcegos e grande longevidade das sementes no solo, o que tem favorecido sua abundância no banco de sementes em várias florestas (GROMBONE-GUARATINI e RODRIGUES, 2002; NAVE, 2005).

A ecologia reprodutiva tem particular importância na avaliação do potencial adaptativo dessas plantas no meio urbano ou no processo de naturalização de espécies exóticas no Brasil (FIGUEIREDO *et al.*, 2008). Alguns estudos têm investigado aspectos reprodutivos da *Muntingia calabura* na América Central (BAWA e WEBB, 1983; FLEMING, 1985), como autopolinização e frutificação que são observados em todos os meses do ano, resultados também encontrados por Figueiredo *et al.* (2008) para o sudeste brasileiro.

Já *Leucaena leucocephala* tem sido encontrada colonizando rapidamente áreas florestais perturbadas, como bordas e grandes clareiras (BROKAW, 1982; 1985; CASTELLANI e STUBBLEBINE, 1993; MARTINS e RODRIGUES, 2002; MARTINS

et al., 2004). A característica de auto-fecundação resulta na produção abundante de vagens e sementes. É uma espécie que regenera-se rapidamente após queimada ou corte. As árvores têm vida curta, entre 20 e 40 anos, porém o banco de sementes tem longa viabilidade no solo, entre 10 e 20 anos. Cada planta pode produzir até 2000 sementes por ano (INSTITUTO HORUS, 2009), o que explica sua alta densidade no povoamento puro em Ipatinga e conseqüentemente alta presença no banco de sementes do solo. Alguns estudos recentes têm sugerido que períodos de frutificação maciça poderiam contribuir para a manutenção das florestas monodominantes (GREEN e NEWBERY, 2002; HENKEL, 2003).

L. leucocephala e *M. calabura* são espécies com capacidade de invasão de ambientes perturbados e até de influenciar negativamente em áreas onde esta ocorrendo a sucessão secundária, tornando-se nesses locais, monodominantes. As causas da ocorrência de tais formações monodominantes ainda são bastante discutidas, porém já existem algumas evidências neste sentido, como a presença de distúrbio atuando em algumas destas comunidades, onde poucas espécies conseguem se estabelecer (NASCIMENTO e NUNES DA CUNHA, 1989; HART 1990; IKEDA-CASTRILLON *et al.* 2001; PAROLIN *et al.* 2002).

Na área B cabe destacar a presença de *Theobroma cacao* (cacaueiro), sendo que o gênero *Theobroma* abrange 22 espécies vegetais nativas da região amazônica (JOLY, 2002) (Tabela 1). Segundo relatos de antigos moradores dessa região, a área era antigamente um sítio de produção de cacau que foi incorporado ao PERD após sua criação, sendo então abandonado.

Na área B também ocorreu o destaque da planta daninha nativa *Cyperus iria* (Tabela 1). Espécies nativas também podem se comportar como invasoras, proliferando-se rapidamente dentro de comunidades naturais devido a perturbações criadas por alteração e manipulação do hábitat original (SCHNEIDESL, 2007), situação similar ao que ocorreu nesse trecho do PERD. Diversos estudos abordaram a relação competitiva entre as plantas daninhas e outras plantas economicamente importantes (PAES e REZENDE, 2001; CARDINA *et al.*, 2002; JAKELAITIS *et al.*, 2003; MURPHY *et al.*, 2006; DUARTE *et al.*, 2007). Esses estudos tiveram como objetivo central avaliar estratégias potenciais para interromper ou amenizar os impactos causados pelas plantas daninhas em ambientes de utilização humana, principalmente em áreas de culturas agrícolas e em áreas onde as plantas são utilizadas com fins ornamentais. No entanto, as espécies de ervas daninhas precisam ser conhecidas para que prováveis procedimentos de

erradicação sejam implementados com maior eficácia localmente, visto que, depende de características particulares de cada espécie (DUARTE *et al.*, 2007). Além disso, técnicas isoladas apresentam espectro de ação limitado (BRIGHENTI *et al.*, 2003), o que restringe o controle das plantas daninhas a um número limitado de espécies a determinada área.

Nos bancos de sementes do presente estudo foram encontradas duas espécies de trepadeiras, com poucos indivíduos representantes, sendo *Ipomoea hederifolia* encontrado na área A e *Trianosperma trilobata* na área B (Tabela 1).

Aeschynomene rudis, apesar de ser reconhecida no trabalho como uma espécie pioneira, também é classificada por alguns autores como uma espécie daninha (ANTONIOLLI e PORTO, 1988; ADORYAN, 2004; NETO *et al.*, 2004; LIMA *et al.*, 2006; LORENZI, 2006; SANTANA, 2008). Sendo assim, a presença de plantas daninhas, em especial o *Aeschynomene rudis*, ocupa lugar de destaque face aos efeitos negativos observados no desenvolvimento, produção e qualidade do produto final de algumas culturas (ADORYAN, 2004). Uma planta é considerada daninha quando cresce em local onde não é desejada, interferindo negativamente nas culturas (SANTANA, 2008).

Apesar do PL ter apresentado maior densidade de indivíduos, esses são em sua grande maioria caracterizados como planta daninha, o que demonstra a fragilidade ecológica nesse ambiente e sua baixa resiliência, já que o banco de semente do solo “indica” qual será a reação do ambiente perante um impacto ambiental (Figura 2). Em projeto de restauração florestal em área degradada um banco de sementes do solo rico em espécies de plantas daninhas ou ruderais sugere que, diante de um distúrbio natural ou antrópico, como abertura de clareiras, essas espécies poderão vir a colonizar a área e competir e inibir as espécies autóctones, afetando a sustentabilidade do ecossistema (MARTINS, 2007). A função do banco de sementes na dinâmica da vegetação é bem definida e está intimamente conectada com as perturbações (THOMPSON, 1986). Portanto, o banco de sementes da área estudada, composto principalmente por ervas daninhas, evidencia possível fragilidade da vegetação presente na área degradada mesmo se o fator “leucena”, com sua característica dominante, fosse eliminado

Tabela 1 – Espécies germinadas no banco de sementes das áreas estudadas (PL – Povoamento de leucena e PERD – Parque Estadual do Rio Doce), Ipatinga, MG, Brasil, e respectivas formas de vida. Nessa tabela: FV = Forma de vida, CS = Categoria Sucessional; PD = Planta Daninha; Ex = Exótica; Pi = Pioneira; Si = Secundaria inicial; St = Secundaria tardia e SC = Sem Caracterização.

Família/Espécie	FV	CS	Nº de indivíduos	
			PERD	PL
Amaranthaceae				
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Erva	PD	10	0
<i>Amaranthus hybridus</i> var. <i>patulus</i> (Betol.) Thell	Erva	PD	0	2
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Erva	PD	0	2
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Erva	PD	0	1
Asteraceae (Compositae)				
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Erva	PD	1	0
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	Erva	SC	1	0
<i>Blainvillea rhomboidea</i> Cass.	Erva	PD	0	1
<i>Centratherium punctatum</i> Cass.	Erva	Pi	2	0
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Erva	PD	0	4
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. Ex DC.	Erva	PD	0	1
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Erva	PD	0	2
<i>Gnaphalium spicatum</i> Lam.	Erva	PD	2	0
<i>Piptocarpa macropoda</i> (DC.) Baker	Árvore	Pi	2	5
<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	Arbusto	Ex	7	8
<i>Senecio brasiliensis</i> Less.	Erva	PD	6	1
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	Erva	PD	2	35
<i>Spilanthes acmella</i> (L.) Murray.	Erva	Pi	1	1
<i>Vernonia polianthes</i> Less.	Arbusto	Pi	0	2
<i>Xanthium strumarium</i> L.	Erva-Arb	PD	0	1
Bignoniaceae				
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Árvore	Ex	1	0
<i>Tabebuia</i> sp.	Árvore	SC	3	0
Brassicaceae				
<i>Cleome affinis</i> DC.	Erva	PD	0	2
Convolvulaceae				
<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	Trepadeira	PD	0	2
<i>Trianosperma trilobata</i> Cogn.	Trepadeira	SC	1	0
Cyperaceae				
<i>Cyperus iria</i> L.	Erva	PD	35	9

Continua...

Tabela 1 – Cont...

Família/Espécie	FV	CS	Nº de indivíduos	
			PERD	PL
Euphorbiaceae				
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Árvore	Pi	4	0
<i>Ricinus communis</i> (L.) Müll.Arg.	Arbusto	Ex	0	3
Lamiaceae (Labiatae)				
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	Erva	PD	0	1
Fabaceae (Leguminosae) – Faboideae				
<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	Arbusto	Pi	0	2
<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Sub-arb	PD	2	0
Fabaceae (Leguminosae) – Mimosoideae				
<i>Acacia tenuifolia</i> (L.) Willd.	Árvore	Pi	1	0
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam) de Wit.	Árvore	Ex	2	79
Malvaceae				
<i>Anoda cristata</i> (L.) Schltld.	Erva	PD	0	2
<i>Sida cordifolia</i> L.	Sub-arb	PD	0	6
<i>Sida spinosa</i> L.	Erva	PD	4	0
Antiga Sterculiaceae				
<i>Theobroma cacao</i> L.	Árvore	St	4	0
Melastomataceae				
<i>Leandra niangaeformis</i> Cogn.	Arbusto	Pi	14	0
Moraceae				
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Árvore	Si	1	0
Muntingiaceae				
<i>Muntingia calabura</i> L.	Árvore	Ex	20	1109
Oxalidaceae				
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Erva	PD	6	3
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	Erva	PD	3	2

Continua...

Tabela 1 – Cont...

Família/Espécie	FV	CS	Nº de indivíduos	
			PERD	PL
Phyllanthaceae				
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Erva	PD	0	2
Piperaceae				
<i>Pothomorphe umbellata</i> Miq.	Arbusto	Si	1	1
Poaceae (Gramineae)				
<i>Digitaria sanguinalis</i>	Erva	PD	5	8
<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>crus-galli</i>	Erva	PD	0	1
<i>Eleusine indica</i>	Erva	PD	1	22
<i>Panicum maximum</i>	Erva	PD	0	4
Portulacaceae				
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Erva	PD	0	1
Solanaceae				
<i>Datura stramonium</i> L.	Erva	PD	0	1
<i>Solanum fastigiatum</i> Willd.	Sub-arb	PD	0	1
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Erva	PD	0	8
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Erva	PD	1	6
Typhaceae				
<i>Typha latifolia</i> L.	Erva aquática	SC	0	1
Ulmaceae				
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	Árvore	Pi	3	0
Urticaceae – Antiga Cecropiaceae				
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Árvore	Pi	14	1
Verbenacea				
<i>Lantana camara</i> L.	Sub- arbusto	Pi	2	0
Total			162	1343

O fato de encontrar plantas daninhas demonstra a fragilidade e certo grau de impacto possivelmente pelo efeito de borda na área estudada do PERD. A chegada das espécies invasoras na área pode ser consequência tanto do histórico agrícola da floresta, como também pela proximidade com a zona urbana, que a torna mais vulnerável à perturbação do entorno.

Franco (2005) concluiu em seu trabalho com banco de sementes, que riqueza de espécies invasoras no banco, bem como a presença de cipós, pode ser resultado da fragmentação da floresta, com consequente exposição da mesma a um grande efeito de borda, somado a fatores de perturbação antrópica tais como: (1) constantes ruído de veículos, que podem afugentar a fauna dispersora; (2) a chegada de sementes de espécies invasoras dos arredores; e (3) como é o caso do Parque Estadual do Rio Doce (área B), a retirada de produtos florestais como madeira para lenha, e outros para fins medicinais, resultando na abertura de trilhas no interior da floresta.

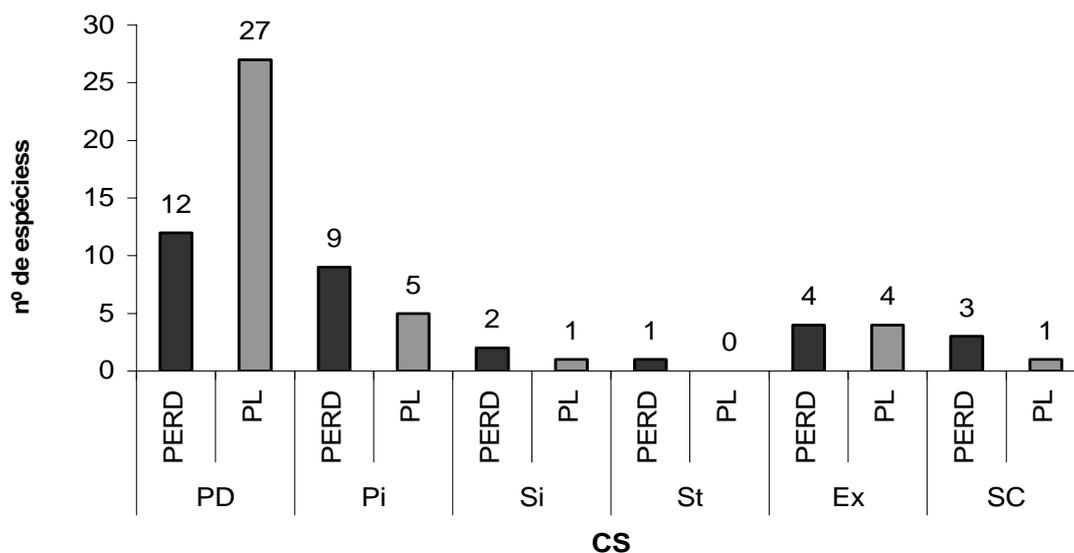


Figura 2 - Número de espécies, por categoria sucessional, amostradas nos bancos de sementes das áreas estudadas (PERD e RI), Ipatinga, MG, Brasil. CS = Categoria Sucessional; PD = Planta Daninha; Pi = Pioneira; Si = Secundaria inicial; St = Secundaria tardia; Ex = Exótica e SC = Sem Caracterização.

Como esperado, o número de espécies pioneiras nativas encontrado no PERD é maior que o encontrado do PL (Figura 2). Porém a diferença entre o número de indivíduos caracterizados como pioneiros é que fica mais evidente em uma comparação dos dois trechos. A espécie *Cecropia hololeuca* foi amostrada tanto na área A como na B (PL), porém foi encontrado apenas um indivíduo, enquanto na área B foram encontrados

14 representantes dessa espécie (Tabela 1). É uma espécie pioneira muito representativa em estádios iniciais de sucessão secundária e muito encontrada nas bordas de florestas regionais. Essa espécie apresenta maior crescimento e menor taxa de mortalidade natural nos locais de borda e clareira. Em alguns trabalhos ela apresentou 100% de mortalidade nos locais pasto e mata, ficando evidente que não se desenvolve tanto em ambientes com alta incidência de luz, quanto em ambientes sobre forte influencia de sombreamento (PIRES *et al.*, 2009).

Cabe destacar que, apesar de ser uma das espécies arbóreas de destaque no banco do PERD, a densidade de *Trema micrantha* é extremamente baixa se comparada com a de várias espécies de plantas daninhas agressivas (Tabela 1), e, portanto, sua capacidade de colonização da área diante de um eventual distúrbio severo, como fogo, possivelmente seria inibida por essas plantas. Rozza *et al.* (2007) a caracterizou como uma espécie dominante, que além de ser uma espécie vigorosa, a germinação desta espécie ocorreu em um padrão bem distribuído em toda área de seu estudo, porem essas características não foram observadas na área de estudo, onde a densidade de germinação desta foi baixa.

Outra espécie de grande importância no banco de sementes da área B, mas que apresentou baixa densidade de indivíduos foi *Croton urucurana* (Tabela 1). É uma árvore pioneira, de pequeno a médio porte, heliófila, de crescimento rápido e ciclo de vida curto, abundante em diversas formações florestais brasileiras, especialmente na floresta estacional semidecidual. Tolera encharcamento e inundações, formando maciços quase puros em terrenos instáveis e aluviões às margens dos rios, mas ocorre também em clareiras e bordas de mata em terrenos secos de encosta. Essa espécie é de grande importância na restauração florestal, proporcionando sombra para as espécies mais tardias, especialmente na recomposição de matas ciliares e, também, em regiões de cerrado (DURIGAN, 2002). Assim como a *Trema micrantha* essa espécie teria dificuldade de emergir diante de um distúrbio severo, devido possivelmente a inibição de espécies daninhas e exóticas invasoras encontradas no local.

O número de pioneiras, secundárias iniciais e tardias foi maior na área B em relação a A, demonstrando que apesar do efeito de borda e da proximidade entres as áreas colonizadas por daninhas, o PERD ainda preserva espécies essenciais para sua conservação (Figura 2).

O PERD e PL apresentaram o mesmo número de espécies exóticas, porém essas são muito mais abundantes no PL, sendo que as espécies que mais se destacaram foram *L. leucocephala* (2 no PERD e 79 no PL) e *Muntingia calabura* (20 e 1109,

respectivamente) (Figura 2). A grande maioria das espécies exóticas não alcança o estabelecimento nem a perpetuação em locais onde foram introduzidos ou dispersados, mas uma certa porcentagem destas espécies avança se estabelecendo e muitas se desenvolve as custas ou prejudicando o estabelecimento de espécies nativas (IVANAUSKAS *et al.*, 2007). A *L. leucocephala* é considerada como uma das mais versáteis leguminosas dos trópicos, devido à sua ampla utilização como forrageira, quebra-vento, adubo verde, em reflorestamento para a produção de lenha, carvão, madeira, e ainda como planta para sombreamento de diversas culturas (MALUF *et al.*, 1984). Essa versatilidade pode ter levado à implantação da *L. leucocephala* na área do PL, embora sua característica dominante não permita a sucessão ecológica da área. Sua característica reprodutiva possivelmente foi responsável pelo aparecimento desta, mesmo que em menor número, em uma área preservada como o caso do PERD. Essa presença leva a uma preocupação já que é uma espécie de rápida ocupação e disseminação no ambiente, com grande capacidade de invasão e se tornar monodominante e assim inibir ou prejudicar o estabelecimento de espécies essenciais para a preservação do PERD em que ela se encontra.

CONCLUSÕES

As espécies mais abundantes *Muntingia calabura* e *L. leucocephala*, são agressivas, invasoras e apresentam grande potencial de se tornarem monodominantes.

Os ambientes estudados estão sob forte pressão ambiental com baixa capacidade de recuperação natural, devido as plantas daninhas abundantes nos bancos de sementes estudados.

A densidade de indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas pioneiras, como *Cecropia hololeuca*, *Croton urucurana*, *Trema micrantha*, importantes para a regeneração da floresta, reflete a resiliência da área do PERD para se regenerar diante da ocorrência de distúrbios.

É necessário enriquecer o povoamento de *L. leucocephala*, através da semeadura direta e mesmo do plantio de mudas de espécies nativas tolerantes a sombra, visando a restauração florestal.

CAPÍTULO 2

RESTAURAÇÃO FLORESTAL ATRAVÉS DA SEMEADURA DIRETA EM UM POVOAMENTO DE *Leucaena leucocephala* (LAM.) DE WIT, EM IPATINGA, MG, BRASIL

INTRODUÇÃO

A recuperação de áreas degradadas é uma prática muito antiga, sendo encontrados exemplos de sua existência na história (RODRIGUES, 1999). Esta recuperação é limitada a uma série de fatores controlados pelas condições do ambiente, sendo bastante variável o efeito que o conjunto de técnicas restauradoras, pode proporcionar (ABRAHÃO e MELLO, 1998).

Quando uma determinada área a ser recuperada é muito extensa e, ou, se dispõe de pouco recurso financeiro para a sua restauração, pode-se optar pela recuperação, através da nucleação (MARTINS, 2007; 2009). Esta se baseia em estudos que mostram que a vegetação remanescente em uma área degradada, representada por pequenos fragmentos ou até mesmo por árvores isoladas, atua como núcleo de expansão da vegetação, por atrair animais que participam da dispersão de sementes (REIS *et al.*, 2003).

As técnicas de nucleação são consideradas mais baratas e ecologicamente mais eficientes que as metodologias convencionais. A partir dos núcleos de diversidade, um novo ritmo sucessional é internalizado, resgatando parte dos atributos e funções de uma comunidade original conservada e as interações entre organismos (REIS *et al.*, 2003). Apesar de ser um modelo de restauração de baixo custo, a formação de uma floresta a partir de núcleos ou ilhas de vegetação, tende a ser um processo lento. Quanto maior o número de ilhas e a área das mesmas, e quanto maior o número de espécies utilizadas, mais rápida será a colonização das áreas ao redor (MARTINS, 2007;2009).

Uma forma de incrementar o potencial de auto-recuperação seria através do adensamento e enriquecimento do banco de sementes, por semeadura de espécies iniciais em áreas cujo histórico indica a ausência do banco de sementes, ou em áreas já ocupadas com espécies iniciais por semeadura de espécies tardias, essa é uma estratégia para construir um banco de sementes com densidade e diversidade de espécies (RODRIGUES e GANDOLFI, 2007). A semeadura direta é um sistema de regeneração alternativo, onde

as sementes são espalhadas diretamente no local a ser reflorestado, sem a necessidade de formação de mudas (TOUMEY e KORSTIAN, 1967).

Algumas características ecológicas são desejadas nas espécies que impulsionam o início do processo de restauração como o crescimento rápido para a cobertura do solo e interrupção do processo erosivo; o desenvolvimento de sistemas radiculares profundos que promovem a percolação de água e de nutrientes e a aeração do solo, necessárias para o desenvolvimento de microorganismos; e a contribuição para o acúmulo de matéria orgânica e nutrientes no solo e imobilização de nutrientes na comunidade. Neste sentido, cada espécie atua como elemento nucleador, propiciando o desenvolvimento não somente de espécies vegetais, como também o incremento de animais e microorganismos no sistema (REIS *et al.*, 2003).

A semeadura direta pode ter um custo muito reduzido em relação ao plantio de mudas, em função de baixos gastos com mão-de-obra, maquinários e a isenção da fase de viveiro que representa boa parte dos custos na implantação (ARAKI, 2005). Quanto às vantagens biológicas as plântulas providas de semeadura direta apresentam menor risco de deformação do sistema radicular e menos problemas no estabelecimento das plântulas (LONG, 1987; HULTÉN, 1982; MATTEI, 1993). Porém seu uso em grande escala é ainda limitado, devido à inconsistência dos resultados quanto à emergência, sobrevivência e crescimento das plantas (VALTANEN e ENGBERG, 1987).

A semeadura direta é indicada para proprietários que precisam reflorestar pequenas áreas, sendo recomendado também para grandes áreas destruídas pelo fogo (BARNETT e BAKER, 1991). Neste sistema a emergência das plântulas é considerada resultado de interação entre a semente e o ambiente, que direciona ao desenvolvimento de um método consistente de semeadura direta (FLORES-AYLAS, 1999).

Ao escolher um modelo de restauração, deveria ser observada a existência de banco de sementes ou plântulas de espécies pioneiras e áreas com vegetação natural próxima, que pudessem funcionar como fonte de sementes não pioneiras (RODRIGUES e GANDOLFI, 2007). Havendo estas duas fontes de sementes, não haveria necessidade de introdução de espécies, sendo possível a utilização da regeneração natural como forma mais adequada de revegetação da área (KAGEYAMA e GANDARA, 2000), fatores normalmente não encontrados em áreas densamente colonizadas por *L. leucocephala*.

Esse trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da semeadura direta de um coquetel de sementes nativas como metodologia de restauração florestal em área ciliar colonizada por *L. leucocephala*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Esse estudo foi realizado em um trecho do Ribeirão Ipanema, no Município de Ipatinga, MG, ocupado por povoamento puro de *Leucaena leucocephala* (LAM.) DE WIT, com aproximadamente 2,5 hectares. Este ribeirão desagua no Rio Doce, estando a região inserida na Bacia do Médio Rio Doce.

A área situa-se no domínio da Mata Atlântica, onde ainda se encontram pequenos fragmentos florestais com alto nível de efeito de borda, sendo que vários destes se encontram colonizados por espécies invasoras, como a *L. leucocephala* e variedades de capins.

O clima, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Aw, caracterizando um clima tropical úmido de savana, megatérmico. O regime pluviométrico apresenta variação de 1000 a 1200 mm de precipitação anual e deficiência hídrica da ordem de 50 a 100 mm, assim como, excedentes hídricos de 100 a 200 mm (SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, 1980).

Tratamentos

Nesse trabalho a escolha das espécies se baseou no grupo ecológico de início de sucessão e com crescimento rápido, que tem como função o rápido recobrimento da área, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento de alta diversidade de indivíduos autóctones que estejam entrando no sistema, e ao mesmo tempo desfavorecendo o desenvolvimento de espécies competidoras como gramíneas, lianas, etc. Dessa forma, esse grupo é constituído de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

A nucleação foi feita através da sementeira de cinco espécies de árvores nativas da região e representativas do bioma em que a área esta inserida (Mata Atlântica – Floresta Estacional Semidecidual Submontana). Foram três espécies pioneiras e duas secundárias iniciais, todas coletadas em regiões circundantes ao Parque Estadual do Rio Doce (PERD), levando em consideração a variabilidade de matrizes conforme recomendado por MARTINS, 2009. As espécies selecionadas foram: *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan, *Mabea fistulifera* Mart., *Schizolobium parahyba* (Vell.)

Blake, *Genipa americana* L. e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Marcbr. Cada amostra foi composta por 6 sementes de cada espécie selecionada, totalizando 30 sementes por amostra, sendo neste trabalho tratado com coquetel de sementes.

Na seleção das sementes florestais utilizadas foram escolhidas sempre as de mesmo tamanho, procurando selecionar sempre as maiores, uma vez que segundo Carvalho e Nakagawa (1983), as sementes de maior tamanho geralmente foram melhor nutridas durante o seu desenvolvimento, possuindo embriões bem formados e com maior quantidade de substâncias de reserva, sendo, conseqüentemente, as mais vigorosas. Considerou-se também aquelas que não aparentavam defeitos aparentes, como necrose nas bordas. Essas sementes não foram previamente testadas em termos de potencial germinativo ou tratadas para incremento da germinação, com intuito de simular assim uma condição real de uso desse método no campo.

As sementes ficaram em contato com o solo mineral e, sendo feita adubação através da incorporação de 50g de NPK 4-14-8 em cada subparcela. Foi feito o controle de formigas cortadeiras durante todo o experimento, e para manter uma umidade permanentemente na camada de solo junto à semente, duas irrigações por semana.

Foram marcadas três parcelas de 225 m² (15 m x 15 m), onde foram estabelecidos os tratamentos, com espaço de 10 m entre cada tratamento, a fim de evitar a interferência de um tratamento sobre o outro, sendo:

Tratamento 1 (Controle): Área sem intervenção no dossel, ou seja, indivíduos de *L. leucocephala* intactos, e estabelecimento de 10 sub-parcelas (parcela 1 a 10) aleatórias de 1 m², onde foi semeado o coquetel de sementes;

Tratamento 2: Redução do Dossel, ou seja, corte de todos indivíduos de *L. leucocephala* com CAP \geq 35 cm, e estabelecimento de 10 sub-parcelas (parcela 11 a 20) aleatórias de 1 m², onde foi semeado o coquetel de sementes;

Tratamento 3: Abertura de dossel, ou seja, uma clareira com o corte raso dos indivíduos de *L. leucocephala*, e estabelecimento de 10 sub-parcelas (parcela 21 a 30) aleatórias de 1 m², onde foi semeado o coquetel de sementes.

Os tratamentos foram avaliados mensalmente durante o período de oito meses após a instalação, através da contagem e identificação dos indivíduos arbóreos

germinados e estabelecidos nas parcelas de 1 m², além da medição da altura destes a fim de avaliar seu desenvolvimento inicial.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das cinco espécies nativas testadas nesse experimento, *Mabea fistulifera* e *Anadenanthera macrocarpa*, foram as que tiveram maior número de indivíduos germinados na soma dos tratamentos (25 e 23, respectivamente) (Figura 1).

Mabea fistulifera Mart. (Euphorbiaceae) é uma espécie arbórea nativa que ocorre nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. É normalmente encontrada agregada em bordas de mata e em locais com impacto antrópico acentuado e sua floração atinge o pico entre abril e maio (VIEIRA e CARVALHO-OKANO, 1996), que corresponde ao início da estação seca na região, tornando-a importante em trabalhos de restauração porque esse pico ocorrer durante o período de escassez de alimento, muitos animais utilizam seu pólen e néctar, produzidos em abundância, como fonte alternativa de alimento (LEAL FILHO e BORGES, 1992). As características vegetativas da *M. fistulifera* que a permite ocupar locais extremamente inóspitos, aliados a sua grande produção de néctar e pólen que funcionam como atrativos de uma grande número de animais envolvidos em sua polinização, aparentemente tornam esta espécie potencialmente apta para ser utilizada na recuperação de áreas degradadas, tendo o papel de não somente melhorar as condições físicas e químicas do solo e as condições microclimáticas da área, mas também de permitir a recolonização da área por várias espécies animais que seriam dispersores potenciais de outras espécies vegetais para a área em recuperação (LEAL FILHO e BORGES, 1992).

No caso de *M. fistulifera*, a porcentagem de germinação foi pequena no local de menor insolação. Uma maior luminosidade proporcionaria à espécie um arranque inicial da germinação, favorecendo um rápido estabelecimento da espécie no local (LEAL FILHO e BORGES, 1992), dado não observado na área estudada, pois não foi acompanhado desenvolvimento dessa espécie na área onde foi aberto a clareira. Esta espécie é considerada provável "oportunista de clareira" ou, uma espécie parcialmente esciófila, isto é, aquelas espécies que apresentam plântulas tolerantes à sombra, porém com tolerância limitada, morrendo se num determinado período de tempo não ocorresse um aumento de luminosidade no local (LAMPRECHT, 1990).

Anadenanthera macrocarpa é uma árvore da família Fabaceae (Leguminosae) – Mimosoideae e apresenta expressiva regeneração natural, ocorrendo indiferentemente em solos secos e úmidos; é tolerante a solos rasos, compactados, mal drenados e até encharcados, apresentando crescimento de moderado a rápido. A característica de rápido crescimento a torna interessante para ser aproveitada em reflorestamentos de áreas degradadas (CARVALHO, 2003).

Silva e Barbosa (2000) constataram em seu experimento alta sobrevivência de indivíduos de *A. macrocarpa*, atribuindo esse sucesso a disponibilidade hídrica do local, ainda que menor ao presente estudo, 647,8 mm anual. Porém encontraram baixa taxa de mortalidade, diferentemente desse estudo, porque embora essa espécie tenha se destacado por permanecer em desenvolvimento por mais de 3 meses, a taxa de mortalidade do experimento foi alta (Tabela 2). Constaram também que a espécie não apresentou problemas de dormência, germinando imediatamente após as primeiras chuvas. Esse comportamento é característico em espécies de florestas tropicais, pois a estação chuvosa é propícia para o estabelecimento das plântulas, garantindo a sobrevivência da espécie na região (FRANKIE *et al.*, 1974), porém apesar de se destacar com espécie que mais teve indivíduos germinados, esses ainda são considerados poucos (Tabela 1) perante ao número de sementes semeadas, 180 sementes de cada espécie no total do experimento. A germinação é apenas o primeiro passo na regeneração; outras condições devem ser importantes para assegurar sucesso no estabelecimento (MULKEY *et al.*, 1996), como por exemplo a disponibilidade hídrica e o controle da competição por daninhas ou invasoras. Os indivíduos jovens e juvenis de *A. macrocarpa* são bem resistentes ao estresse hídrico, pois desenvolvem mecanismos adaptativos que os fazem tolerar vários meses de seca, tais como perda total de folhas, sistema radicular tuberoso, entre outros, o déficit hídrico provoca então a estagnação do desenvolvimento desses indivíduos (SILVA e BARBOSA, 2000).

Em áreas a serem revegetadas com múltiplas espécies florestais, visando a restauração, a utilização de espécies leguminosas acelera o processo da regeneração natural. Ao longo dos anos, na sucessão natural, ocorre o surgimento das espécies secundárias (primárias e tardias) e, a seguir, o aparecimento das espécies clímax. Nesse contexto, a qualidade das leguminosas exerce importante papel, influenciando o percentual de sobrevivência, e o crescimento inicial, após o plantio (CARNEIRO, 1995).

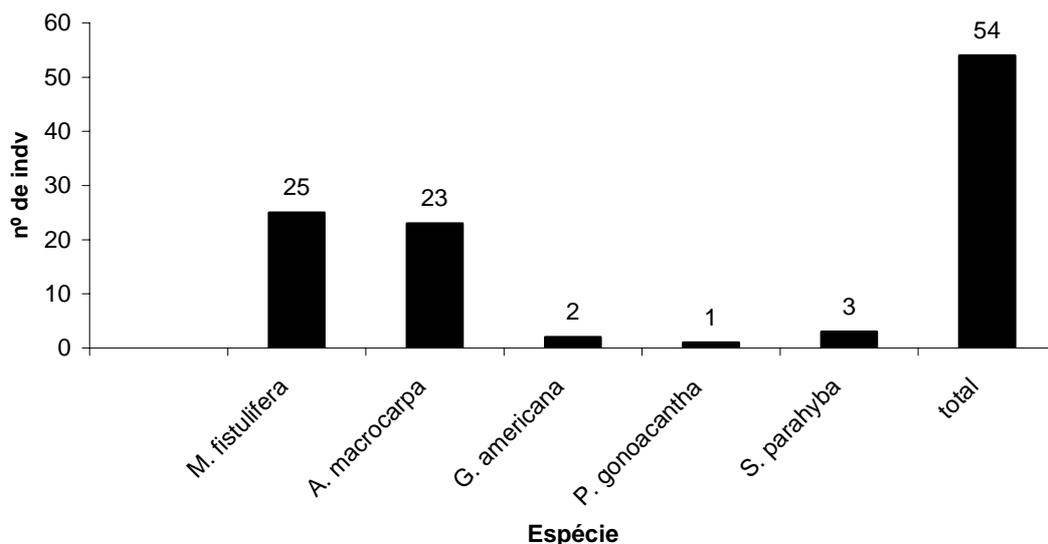


Figura 1 - Número de indivíduos germinados ao todo no experimento, por espécie.

Anadenanthera macrocarpa e *Mabea fistulifera* também se destacaram por serem as únicas que sobreviveram por um período maior que 3 meses (tabela 1), sendo que apenas 14 indivíduos, que se encontram na tabela 1, sobreviveram por esse período ou mais, e somente um durante os 8 meses de observação, ou seja, indivíduo de *Anadenanthera macrocarpa* que está na parcela 10 do tratamento 1.

Tabela 1 - Indivíduos que germinaram e sobreviveram por 3 meses ou mais durante as observações. Legenda: Mf = *M. fistulifera*; Am = *Anadenanthera macrocarpa*; trat= tratamento; tempo = mês de observação; X = indivíduo encontrado vivo no tempo; 0 = ind. não observado no tempo.

Parcela	Espécie	Trat	Tempo 1	Tempo 2	Tempo 3	Tempo 4	Tempo 5	Tempo 6	Tempo 7	Tempo 8
2	Mf	1	0	X	X	X	X	X	0	0
4	Mf	1	0	X	X	X	0	0	0	0
10	Am	1	X							
10	Mf	1	0	X	X	X	X	0	0	0
10	Mf	1	0	X	X	X	0	0	0	0
15	Am	2	0	X	X	X	X	X	0	0
16	Am	2	0	X	X	X	X	X	X	X
17	Mf	2	0	X	X	X	X	X	X	X
18	Am	2	X	X	X	X	0	0	0	0
19	Mf	2	0	X	X	X	X	X	X	X
20	Am	2	0	X	X	X	0	0	0	0
24	Am	3	X	X	X	X	X	X	X	0
24	Am	3	X	X	X	X	X	X	0	0
24	Am	3	X	X	X	X	X	X	0	0

A germinação concentrou-se nos primeiros meses do experimento estendendo até o quinto mês. Já foi verificado que o máximo percentual de germinação em campo se concentra nos dois primeiros meses da estação chuvosa, podendo a germinação ter duração de até oito meses (GARWOOD, 1989). Uma característica observada em muitos trabalhos é que dentre a maioria das espécies lenhosas, apenas 7% emergem nos primeiros três meses, sendo o atraso na germinação um fator comum em sementes destas espécies (MONTORO, 2008), essa característica não foi observada no trabalho, uma vez que a porcentagem de germinação foi mais expressiva nos três primeiros meses de experimento (tabela 2).

Dentre as espécies estudadas, *Piptadenia gonoacantha*, apresentou apenas um indivíduo germinado. Essa foi escolhida para o experimento por pertencer a uma família que tem a faculdade de formar associação com bactérias que fixam o N do ar, ser uma espécie típica da região, além de ser tolerante a solos próximos a margens de rios, eventualmente encharcado (CHAVES *et al.*, 2006) e ser observada em diversos remanescentes da região (SILVA, 2006), porém no experimento foi a espécie com menor número de indivíduos germinados, sendo que este não sobreviveu por mais que dois meses.

Embora no trabalho houvesse apenas um indivíduo de *P. gonoacantha* germinado, outros trabalhos mostram que o efeito da luminosidade não é evidente sobre o crescimento das plântulas. Em experimentos de campo, esta mostrou-se tolerante a todos os ambientes de luz, não apresentando diferenças significativas no crescimento, para a maioria dos parâmetros, entre os três níveis estudados. Embora não se tenha informação sobre os pontos de compensação e saturação desta espécie, alguns trabalhos levam a crer que todas as intensidades luminosas utilizadas tenham sido satisfatórias para a sua fotossíntese (FERREIRA, 2001).

Das 900 sementes utilizadas no experimento apenas 6% (54 indivíduos) germinaram (tabela 2), sendo que em duas das parcelas, não foram observadas germinações em nenhuma ocasião (parcela 3 e 6, tratamento 1) e no tratamento 3 apenas três indivíduos foram acompanhados (Tabela 1), uma vez que com a aplicação do tratamento (abertura de clareira) houve a rebrota e emergência de novas plântulas de *Leucaena leucocephala*, ocorrendo uma superpopulação dessa, ou seja, 93 indivíduos rebrotaram, 94% dos indivíduos adultos da área cortados e 390 recém germinados. A super população não permitiu assim, a emergência dos indivíduos envolvidos no experimento nem seu acompanhamento total dessa área. Quando uma espécie exótica

entra em um sistema ou novo habitat e ocupa um nicho deslocando espécies nativas por meio de competição devido aos recursos limitados, esta espécie se torna uma “espécie-problema” (IVANAUSKAS *et al.*, 2007), ou invasora, gerando um típico modelo de inibição da sucessão. *Leucaena leucocephala*, não apenas nesse ambiente mas como em outros na região, se tornou uma espécie-problema, sendo assim necessário sua substituição por espécies nativas para a restauração ecológica.

Diversos fatores influenciam os processos ecológicos que garantem a formação de novos indivíduos e a sua sobrevivência na comunidade, como a presença de condições de pressão ambiental, predação, herbivoria e a competição. Esses fatores poderiam danificar ou mesmo impedir a abundância da floração e a germinação ou até mesmo causar a mortalidade de novas plântulas na população ou comunidade (GANDOLFI *et al.*, 2007b).

Durante a fase plântulas, o vegetal exige abastecimento de nutrientes e hidratação necessários para suprir a demanda de energia que será utilizada no metabolismo. É, portanto, fase decisiva para a sobrevivência, o estabelecimento e a distribuição espacial das populações, uma vez que dada espécie somente será capaz de ocupar de maneira permanente um habitat se houver a superação desta fase no seu ciclo de vida (LARCHER, 2000).

Tabela 2 – Porcentagem de germinação (com base no total de sementes utilizadas no experimento, 900 sementes) e mortalidade (com base no número de indivíduos total no tempo anterior), sendo que o número total de indivíduo no tempo corresponde ao número de indivíduos germinados mais os indivíduos sobreviventes do tempo anterior. Legenda: ind = indivíduo; tempo: mês de observação.

Tempo	Germinação (%)/[ind]	Mortalidade (%)/[ind]	Ind total
1	1,67[15ind]	0	15
2	3,77[34ind]	46,66[7ind]	42
3	0,33 [3ind]	59,50[25ind]	20
4	0,11 [1ind]	20,00[4ind]	17
5	0,11 [1ind]	41,11[7ind]	11
6	0	9,09[1ind]	10
7	0	50,00[5ind]	5
8	0	20,00[1ind]	4
Total	6% [54ind]	93%[50ind]	-

De modo geral, a quantidade de plântulas recrutadas para a fase juvenil (fase que esta independente dos cotilédones, mesmo que ainda estejam ligados a ele) tende a ser

expressivamente menor do que a que germinou. Esse “controle” das populações vegetais é, em muitos casos, exercidos por patógenos e herbívoros. A remoção de cotilédones após a emergência, por exemplo, reduz o peso dos nódulos que ocorrem em espécies de Leguminosae; causa decréscimo na taxa de crescimento das plântulas; reduz a capacidade de as plântulas produzirem brotação nas axilas cotiledonares; e aumenta as taxas de mortalidade, pois carboidratos, proteínas, lipídeos e enxofre, entre outros, são translocados dos cotilédones para a plântulas (MELO *et al.*, 2004).

O índice de mortalidade foi muito alto no experimento, pois dos 54 indivíduos germinados, 50 morreram até o final das observações, ou seja, 93% de mortalidade (tabela 2). O desenvolvimento das mudas, desde a germinação da semente até o momento em que estão estabelecidas, é o período mais precário e crítico do processo de regeneração numa floresta. A maior proporção da mortalidade ocorre durante esse espaço de tempo (SANTOS JUNIOR, 2006).

A fase plântulas é um período particularmente sensível no ciclo de vida da planta (FERREIRA, 2004), sendo muito vulnerável a perturbações provocadas por fatores edáficos, climáticos, competição intra e interespecífica (NG, 1978; VOGEL, 1980; MIQUEL, 1987).

A competição se refere à interação entre as plantas para obter recursos necessários, e pode induzir a mudanças na estrutura das comunidades vegetais durante e depois da fase de estabelecimento da sucessão secundária (HARPER, 1977). As espécies invasoras existentes em áreas perturbadas diferem no seu ritmo de estabelecimento e podem ser classificadas como agressivas e muito agressivas. A agressividade durante o estabelecimento está associada com a emergência e a sobrevivência das plantas e com suas taxas de crescimento (GRIGGS, 1976).

Há sementes que necessitam de luz e respondem positivamente a esta para germinar, espécies pioneiras por exemplo, e disparar o processo germinativo. As plantas competem em um mesmo local, no qual outra planta pode se desenvolver mais rapidamente e estar sombreando uma semente ou alterando a qualidade e a composição espectral da radiação, seja favorecendo, em alguns casos, ou inibindo, em outros, a germinação; a própria intermitência pelo sombreamento temporário pode interferir no processo. Após a germinação, no entanto, é que a interferência pode ser drástica, pois o processo de fotossíntese e de todo o controle morfogênético pode ser alterado pela quantidade e/ou pela qualidade da luz incidente. O sombreamento, além de mudar a qualidade espectral da energia radiante, ameniza as variações térmicas. Há várias

sementes que necessitam do (ou são sinalizadas a germinar quando há) aumento da variação térmica em um curto espaço de tempo. Isso pode favorecer um tipo de semente ou indivíduo em detrimento de outro no mesmo local (FERREIRA, 2004).

Dentre as invasões biológicas destacam-se como bastante agressivas, a ocupação de áreas de vegetação nativa perturbada por gramíneas e exóticas com potencial inibidor de sucessão como a *Leucaena leucocephala*. Estas podem alterar a diversidade da flora nativa e conseqüentemente da fauna e interagir com o regime de fogo, causando grande impacto em áreas perturbadas (MOROSINI e KLINK, 1997).

A suscetibilidade de uma comunidade vegetal à invasão (community invasibility) por espécies exóticas representa a fragilidade de um ambiente e sua receptividade a espécies exóticas, depende de características da própria comunidade e das espécies invasoras em cada caso. Diversas teorias procuram explicar essa suscetibilidade, que é aparentemente maior quanto mais baixa e aberta a vegetação e quanto maior o grau de perturbação ambiental, de modo que formações herbáceo-arbustivas são mais suscetíveis à invasão do que formações florestais (ZILLER, 2000)

A partir do momento em que a competição está influenciando a estrutura da comunidade, esta pode ser modificada por vários tipos de manipulações diretas na vegetação secundária. As espécies vegetais diferem grandemente no grau e natureza da resposta às práticas de manejo aplicadas, que podem, portanto, alterar a relação competitiva entre as espécies e induzir mudanças na estrutura da comunidade (REDENTE *et al.*, 1993).

Algumas espécies invasoras já são reconhecidas como problemas ambientais em alguns pontos do Brasil, porém é preciso levantar mais informações sobre sua capacidade invasora, sua auto-ecologia, impactos decorrentes e métodos de controle, a fim de estabelecer previsões para o futuro (ZILLER, 2000).

Para o sucesso do método de semeadura direta é necessário, identificar quais são as barreiras que impedem o estabelecimento das sementes no campo (HAZEL *et al.*, 1989). Em áreas degradadas, o solo sofre direta exposição a intempéries, que acabam por alterar todas as suas características físicas, químicas e biológicas. Tais alterações, muitas vezes, retardam, ou mesmo inviabilizam, o estabelecimento de quaisquer plantas (FLEMING e MOSSA, 1994).

Para tentar resolver o insucesso obtido em condições adversas, é comum meramente aumentar o número de sementes por área (KINNUNEN, 1982). Como a área demonstra não ter capacidade de suportar plântulas, somente o aumento do número de

sementes não é o suficiente. Um preparo do solo, anterior à semeadura, reduz as barreiras físicas a serem encontradas pelas plântulas, aumenta a absorção de água pelo solo e torna disponíveis nutrientes situados nas camadas inferiores do solo, entre outros fatores (FLORES-AYLAS, 1999).

A competição com invasoras como gramíneas e exóticas agressivas e a infertilidade do solo são os fatores que mais afetaram a sobrevivência das mudas no campo no trabalho de SUN *et al.* (1995), situação também encontrada nesse experimento. Estes autores lembram que plantas daninhas e algumas exóticas possuem uma agressividade característica que as torna excepcionais competidoras, já que, em poucos meses colonizam uma determinada área, não permitindo, assim, o desenvolvimento de espécies arbóreas, principalmente aquelas de crescimento lento.

Alguns trabalhos afirmam que clareiras geram uma variedade de nichos de regeneração, que atendem às necessidades de espécies distintas ecologicamente e controlam a abundância de espécies dominantes, favorecendo a maior diversidade de espécies (COSTA e MANTOVANI, 1992; CARLTON e BAZZAZ, 1998), porém esses dados não são observados neste trabalho, pois quanto ao número de indivíduos germinados nos tratamentos, o 1 e 2 foram mais expressivos (25 e 23 indivíduos, respectivamente) que o 3 (tratamento clareira), uma vez que nesse tratamento apenas 6 indivíduos germinaram. Isso pode ser explicado pela competição muito mais evidente no tratamento 3, porque a *Leucaena leucocephala* sendo uma espécie exótica altamente agressiva se proliferou após o seu corte e abertura de clareira, no segundo mês de tratamento, sendo uma espécie pioneira tem seu desenvolvimento totalmente dependente de luz, mantendo sua monodominância no local devida sua característica invasora como descrito anteriormente.

Apesar desse estudo não ter avaliado a alelopatia, vários trabalhos citam a interferência da *L. leucocephala* na germinação de diversas plantas por alelopatia, como Budelman (1988) que observou a cobertura do solo com leucena apresenta propriedades de controle de plantas daninhas, e que esse efeito ocorre em razão da presença de aleloquímicos na planta. A leucena contém em seus tecidos um aminoácido não protéico, o ácido β -[N-(3-hidroxi-4-oxopiridil)]- α -aminopropiônico (mimosina), muito tóxico para animais (SMITH e FOWDEN, 1966). No entanto, enzimas presentes na planta podem degradar (autólise) rapidamente a mimosina para 3,4-diidroxipiridona (DHP), piruvato e amônia (SMITH e FOWDEN, 1966; MEGARRITY, 1978; LOWRY *et al.*, 1983, 1985; WEE e WANG, 1987; ADENEYE, 1991). E existem vários registros sobre a toxicidade

da mimosina em plantas (CHOU, 1986; TAWATA e HONGO, 1987). Foi observado por Smith e Fowden (1966) que mimosina e DHP inibiram o crescimento de plântulas de feijão-mungo (*Phaseolus aureus*). Kuo *et al.* (1982) mostraram que a mimosina e extratos aquosos de folhas de leucena inibiram o crescimento da radícula de alface (*Lactuca sativa*) e arroz (*Oryza sativa*). Estes autores afirmam, ainda, que a mimosina é responsável pelo efeito alelopático da leucena.

Apesar de, no tratamento 3, menos indivíduos germinarem e poucos com mais de 3 meses de sobrevivência, a média de altura foi mais expressiva que nos demais tratamentos (Figura 2). As espécies testadas são iniciais de sucessão e necessitam de luz para seu desenvolvimento, assim as que se encontraram sob maior insolação tiveram seu crescimento em altura mais pronunciada. Possivelmente se ao aplicar o método em uma área colonizada por uma espécie invasora e agressiva, o controle paralelo desta favoreceria o sucesso do método de semeadura direta nucleada.

Então, aparentemente dentre os fatores que mais influenciaram a germinação e sobrevivência das plântulas foi a competição por luz, principalmente com *Leucaena leucocephala*. Nesta fase inicial do processo de sucessão secundária, as espécies invasoras com características altamente agressivas, proporcionam um aumento da competição pelos recursos disponíveis (HARPER, 1977).

Sabe-se que a abertura de grandes clareiras, pelo homem, nas florestas tropicais, também proporciona o início do processo de sucessão secundária (ALMEIDA, 1989). Quanto maior a clareira, maior a diferença do microclima dentro dela, em relação ao da floresta não perturbada (WHITMORE, 1983). Embora a variação dentro da clareira possa ser substancial (DENSLOW e HARSHORN, 1994), essa variabilidade e aumento na disponibilidade da luminosidade demonstrou então, influenciar mais o desenvolvimento em altura dos indivíduos. Essa influência pode ser justificada porque a abertura de clareira proporciona condições mais adequadas ao grupo das pioneiras e iniciais de sucessão, grupo este utilizado no experimento.

O tratamento 1 teve maior número de indivíduos germinados, entretanto o desenvolvimento em altura não foi tão expressivo (Figura 2). Essa é uma área com dossel mais fechado, ou seja, menor chegada de luz ao sub-bosque para estimular o desenvolvimento, tanto das espécies utilizadas como as plântulas de *Leucaena leucocephala*, onde a competição por luz não foi tão pronunciado. Reafirmando que a competição por luz influenciou mais a sobrevivência dos indivíduos que a altura dos mesmo.

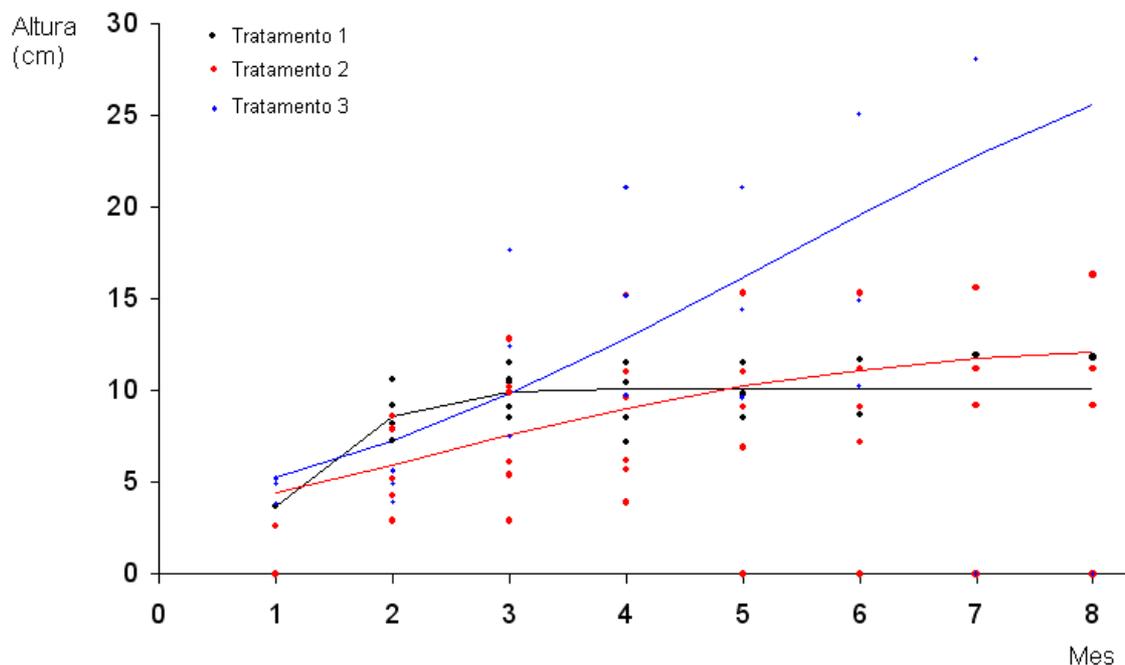


Figura 2 – Crescimento em altura (cm) dos indivíduos dos tratamentos testados pelo tempo de observação.

CONCLUSÕES

As espécies *Mabea fistulifera* e *Anadenanthera macrocarpa* se destacam quanto a germinação e sobrevivência no experimento, sendo dentre as estudadas, as indicadas para utilização na semeadura direta.

Embora as demais espécies não foram tão expressivas quanto *Mabea fistulifera* e *Anadenanthera macrocarpa* não se descarta seu uso por meio de semeadura direta, havendo a necessidade de estudos complementares para identificar algumas dificuldades encontradas neste trabalho e possivelmente superá-la.

O fator competição por luz é o que mais influencia negativamente o experimento, que pode ser explicado pela espécie exótica agressiva *Leucaena leucocephala*. O tratamento 3, clareira, é mais expressivo quanto ao desenvolvimento em altura das espécies.

Para espécies de início de sucessão, o método de semeadura direta conciliado com maior disponibilidade luminosa, se mostra promissor, porém este necessita de um controle da rebrota e germinação das espécies competidoras, neste caso, a *Leucaena leucocephala* para seu sucesso.

CAPÍTULO 3

**RESTAURAÇÃO FLORESTAL ATRAVÉS DO PLANTIO DE MUDAS
NATIVAS EM UMA ÁREA COLONIZADA POR *Leucaena leucocephala* (LAM.)
DE WIT. EM IPATINGA, MG, BRASIL**

INTRODUÇÃO

A existência de extensas áreas, que necessitam ser restauradas e destinadas a conservação ou preservação, traz a necessidade da compreensão da dinâmica florestal e metodologias que permitam restabelecer a vegetação regional e principalmente os processos ecológicos (VIANI *et al.*, 2007). A restauração de fragmentos busca o estabelecimento de condições favoráveis ao aumento da biodiversidade. Ela visa recuperar parte da biodiversidade local, e facilitar os processos biológicos (KAGEYAMA *et al.*, 2003).

Técnicas como a indução da regeneração natural, utilização da serrapilheira e da camada superficial do solo como fonte de propágulos, transposição da chuva de sementes e galharia, semeadura direta e utilização de poleiros artificiais (KAGEYAMA e GANDARA, 2004; MARTINS, 2007; 2009; REIS *et al.* 2003; RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; 2004; 2007). A implantação de módulos de mudas é a técnica mais difundida, a escolha da técnica e das espécies, depende de fatores biológicos, edáficos e climáticos e os núcleos ou ilhas de vegetação através do plantio de mudas de espécies arbustivo-arbóreas busca criar pequenas manchas de floresta com alta diversidade de espécies, que, com o decorrer do tempo, irradiarão para a área (MARTINS, 2009)

Os vários modelos de implantação de módulos de mudas existentes têm como premissa básica à inserção dos conceitos de sucessão florestal (RODRIGUES e GANDOLFI, 1998; 2004; KAGEYAMA e GANDARA, 2004), o ponto de partida é o conhecimento sobre espécies raras e a representatividade de grupos ecológicos e da base genética da população de cada espécie utilizada.

O plantio de mudas, embora muito utilizado, pode ser muito caro e trabalhoso (VIEIRA e REIS, 2003). O estabelecimento de módulos visa constituir unidades independentes de sucessão em pequenas áreas que conteriam espécies dos diferentes estágios de sucessão, em proporção adequada, proporcionando o rápido recobrimento da

área a um custo menor. Visa também recuperar de forma eficiente, a diversidade presente originalmente nas formações vegetais que foram degradadas.

Em 1987 foi implantado em Iracemápolis, SP, um projeto que combinou o uso da sucessão ecológica, alta diversidade de espécies e predomínio de espécies exclusivamente regionais, respeitando, o tipo de formação florestal a ser composto (CRESTANA, 1993). Nesse projeto as espécies também foram usadas em sistema de módulos, combinando espécies pioneiras e climáticas.

O método de regeneração artificial é aplicado em ambientes onde não existe possibilidade de indução da auto-recuperação. Este sistema é realizado por plantios de mudas de espécies arbóreas, tendo também outras opções alternativas como: transporte de serrapilheira alóctone e semeadura direta no sitio a ser recuperado. Porém, o uso de métodos alternativos é restritivo para a recuperação, devido a carências de informações. O método de semeadura direta em comparação com o plantio de mudas apresenta vantagens, como a dispensa da fase de viveiro. Entretanto, as mudas nos dois primeiros anos pós-germinação requerem mais cuidados e tratos culturais adicionais, bem como maior supervisão durante todas as fases (ARAKI, 2005).

É importante a elaboração de uma metodologia que contemple o efetivo recobrimento inicial da área a ser restaurada em curto prazo, e ao mesmo tempo crie condições ambientais para o desenvolvimento das espécies finais de sucessão com alta diversidade. A criação desses ambientes tem como objetivo a redução dos custos de implantação e ao mesmo tempo aumentar as chances de perpetuação das florestas implantadas (RODRIGUES e GANDOLFI, 2007). Nesse sentido, as pesquisas envolvendo a exigência de luz para o desenvolvimento e dinâmica das florestas implantadas, são abordagens que podem resultar em combinações ideias de grupos de espécies (BORBOSA, 2004) criando novos modelos de restauração (KAGEYAMA e GANDARA, 2004).

Nas regiões tropicais onde as espécies arbóreas pioneiras podem ser favorecidas em áreas abertas, as gramíneas e exóticas invasoras tornam-se uma importante barreira para o seu desenvolvimento inicial, devido à competição (SUN e DICKSON, 1996; TOLEDO, *et al.* 2001) e alelopatia (SOUZA *et al.*, 2003).

A eficiência do crescimento pode ser relacionada com a habilidade de adaptação das plântulas às condições de intensidade luminosa do ambiente. Para avaliar as respostas de crescimento de plântulas florestais à intensidade luminosa e prever o grau

de tolerância das diferentes espécies ao sombreamento, têm sido utilizados vários parâmetros como a altura e o diâmetro do colo (RÊGO, 2001).

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência de três intensidades de raleio em povoamento de *Leucena* sobre o crescimento de mudas de *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake e *Euterpe edulis* Mart. como estratégia de restauração da área em estudo, no município de Ipatinga, MG.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em um trecho do Ribeirão Ipanema, no Município de Ipatinga, MG, ocupado por povoamento puro de *Leucaena leucocephala* (LAM.) DE WIT. com aproximadamente 2,5 hectares. Este ribeirão desagua no Rio Doce, estando a região inserida na Bacia do Médio Rio Doce.

A área situa-se no domínio da Mata Atlântica, onde ainda se encontram pequenos fragmentos florestais com alto nível de efeito de borda, sendo que vários destes se encontram colonizados por espécies invasoras, como a *L. leucocephala* e variedades de capins.

O clima, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Aw, caracterizando um clima tropical úmido de savana, megatérmico. O regime pluviométrico apresenta variação de 1000 a 1200 mm de precipitação anual e deficiência hídrica da ordem de 50 a 100 mm, assim como, excedentes hídricos de 100 a 200 mm (SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, 1980).

Tratamentos

Foram utilizadas mudas de duas espécies de caráter arbóreo, nativas da região em estudo, representantes de grupos ecológicos distintos, sendo *Euterpe edulis* Mart., espécie climácica (espécie 1) e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, espécie pioneira (espécie 2).

Foram marcadas três parcelas de 225 m², 15 x 15 m, com um espaço de 10m entre cada tratamento, incluindo o controle, a fim de evitar a interferência de um tratamento sobre o outro, sendo:

Tratamento 1 (Controle): No sub-bosque do povoamento de *L. leucocephala* (Figura 1) foi realizada a implantação de 15 mudas de cada espécie, de maneira aleatória.

Tratamento 2: Desbaste com o corte de todos indivíduos com CAP ≥ 35 cm (Figura 1) e a implantação de 15 mudas de cada espécie, de maneira aleatória;

Tratamento 3: Abertura de uma clareira com o corte raso dos indivíduos de *L. leucocephala* (Figura 1) e implantação de 15 mudas de cada espécie, de maneira aleatória;



Figura 1 – Dossel após aplicação dos tratamentos, sendo 1 tratamento controle, 2 o raleio e 3 tratamento da clareira. Foto tirada em Agosto de 2008 pela autora.

Cada tratamento foi subdividido em outras seis subparcelas de 7,5 x 5,0 m, nas quais foram distribuídas aleatoriamente três repetições de cada tratamento composto de cinco indivíduos das duas espécies em estudo (Figura 2).

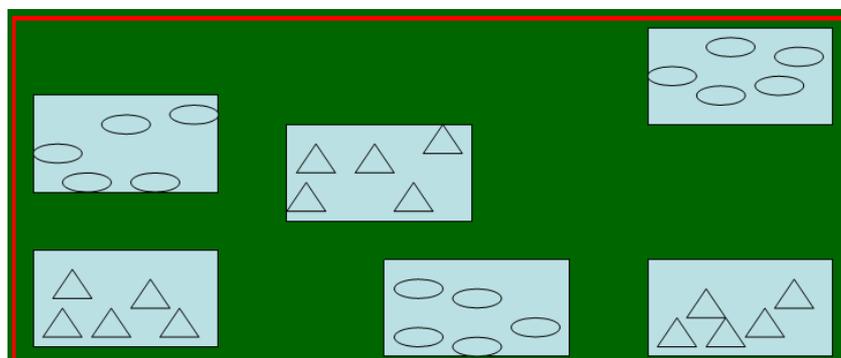


Figura 2 – Esquema da disposição das subparcelas dentro de cada tratamento de forma aleatória, ou seja, 6 subparcelas, sendo 3 com cada espécie escolhida. Dentro de cada subparcela tem 5 exemplares da cada espécie, distribuídas aleatoriamente. ○: *Euterpe edulis* e △: *Schizolobium parahyba*.

Com a finalidade de minimizar efeitos decorrentes da fertilidade natural do solo e disponibilidade hídrica, foram incorporados 125 g de NPK 4-14-8 por cova no plantio das mudas e irrigação duas vezes por semana, para manter uma umidade permanentemente na camada de solo junto à muda.

Os tratamentos foram avaliados aos quatro meses após a implantação (1ª avaliação – EPOCA 1) e sete meses após a primeira avaliação (EPOCA 2), através da medição da altura e do diâmetro a altura do coleto (DAC) de todos os indivíduos estabelecidos. No tratamento 1, 14 indivíduos de *E. edulis* e 8 de *S. parahyba* sobreviveram e foram acompanhados no experimento, no tratamento 2, 5 indivíduos de *E. edulis* e 8 de *S. parahyba* e no 3, 5 indivíduos de *E. edulis* e 12 de *S. parahyba*.

As médias de DAC e altura das plantas foram comparadas pelo teste *t*, em nível de 5% de probabilidade. Estatísticas descritivas também foram feitas para estas variáveis.

RESULTADOS E DISCUSSAO

Lee *et al.* (1996), estudando o desenvolvimento de plântulas de árvores da floresta tropical, com diferentes tolerâncias à sombra, verificaram que as características dos grupos foram influenciadas pela intensidade da luz. As espécies intolerantes à sombra foram as que responderam mais às mudanças na radiação. As espécies com moderada a extrema tolerância apresentaram respostas individuais variáveis, tanto em relação à intensidade quanto à qualidade espectral.

O tratamento 3 foi também mais expressivo para a espécie pioneira *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake. O DAC foi diferente ($p < 0,05$) para essa espécie para a época 2, ou seja, onze meses após a implantação do projeto e sete meses após a primeira medição (Tabela 1). O desenvolvimento em altura foi bem pronunciado na época 2 do tratamento 3, onde apenas a espécie *S. parahyba* foi diferente ($p < 0,05$) (Figura 3). Essa resposta mostra que, como espécie pioneira, teve seu desenvolvimento estimulado pela luz, corroborando com Bianchetti e Ramos (1981) que afirmam que a espécie apresenta muita exigência quanto à luz. Entre as principais características das espécies pioneiras está a necessidade de luz direta para a germinação, recrutamento, desenvolvimento e sobrevivência das plântulas, indivíduos jovens e adultos.

S. parahyba é uma espécie de grande importância em projetos de revegetação e paisagismo, escolhida por Amador e Viana (2000) na restauração de fragmento florestal

em função de: velocidade de crescimento, resistência física-mecânica ao peso dos cipós, valor econômico, disponibilidade de mudas em viveiros da região; sendo que principalmente por apresentar crescimento rápido, esta espécie é ideal para a revegetação em áreas degradadas (KUHLMANN e KUHN, 1947).

Tabela 1 – Médias de diâmetro a altura do coleto (cm) por tratamento nas diferentes espécies, em cada época de observação do experimento realizado as margens do Ribeirão Ipanema, Ipatinga, MG. Em cada coluna $A \neq B$ e em cada linha $a \neq b$ pelo teste t ($\alpha = 5\%$). Espécie 1: *E. edulis* e espécie 2: *S. parahyba*.

Tratamento	Espécie	Época	
		1	2
1	1	1,2Aa	1,5Ab
	2	1,1Aa	1,3Aa
2	1	1,3Aa	1,6Aa
	2	1,2Aa	1,3Aa
3	1	1,3Aa	1,5Aa
	2	1,2Aa	1,9Ab

O grau de plasticidade em relação à variação de luz inerente a cada espécie, é importante na sobrevivência de plantas em ambientes heterogêneos e variáveis, como o das florestas tropicais, e pode explicar diferenças na distribuição ecológica e geográfica das espécies (PETIT *et al.* 1996).

A formação de clareira no dossel gera alterações ambientais na floresta, e a colonização das mesmas por espécies de diferentes categorias ou grupos sucessionais deverá ser influenciada pelas respostas ecofisiológicas à alterações (MARTINS, 1999). As terminologias para a classificação de espécies em classes sucessionais (MATTHES e MARTINS, 1996), têm por base na resposta de crescimento das espécies vegetais à luz.

Com a abertura de clareiras ocorre um aumento de luz, da temperatura do ar e do solo, da disponibilidade de nutrientes e da umidade relativa do ar (BAZZAZ e PICKETT, 1980). Quando as plântulas ou mudas experimentam uma mudança nas condições de luz, a maioria delas é capaz, em maior ou menor grau, de aclimatar-se à mudança ocorrida (KITAJIMA, 1996). A aclimação de plantas à quantidade de luz incidente ocorre no

sentido de maximizar o ganho total de carbono que pode se dar através pela mudança nas propriedades de assimilação de carbono pelas folhas, envolvendo ajustes fisiológicos e morfológicos, e/ou pela mudança no padrão de alocação de biomassa em favor da parte vegetativa mais severamente afetada pela mudança (OSUNKOYA *et al.*, 1994).

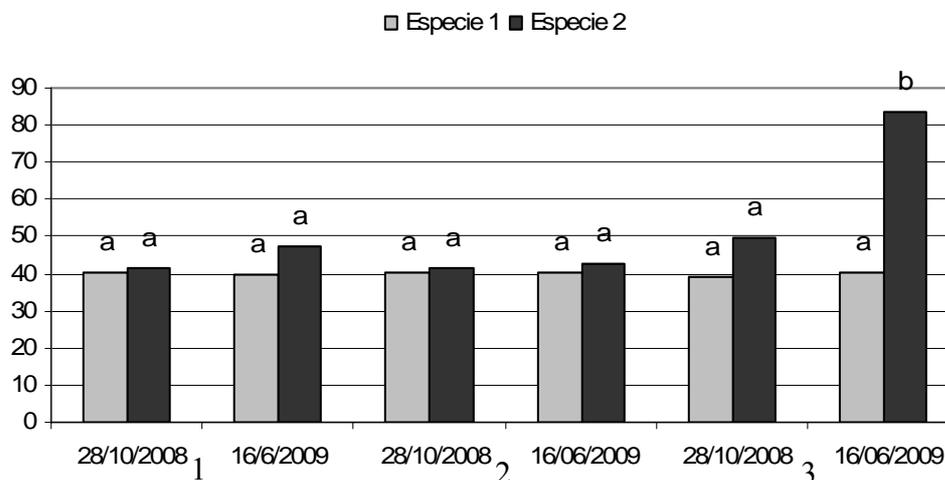


Figura 3 – Médias de altura (cm) por tratamento das espécies estudadas, em cada época de observação do experimento realizado as margens do Ribeirão Ipanema, Ipatinga, MG. Onde $a \neq b$ pelo teste t ($\alpha = 5\%$). Espécie 1: *E. edulis* e espécie 2: *S. parahyba*.

A luz não apenas estimulou o desenvolvimento do *S. parahyba*, como também influenciou na recolonização pela espécie monodominante *L. leucocephala*, ambas espécies pioneiras de rápido crescimento. Nesse caso, não ficou evidente a interferência da competição por luz na sobrevivência dos indivíduos estabelecidos de *S. parahyba*, uma vez que eles já se apresentavam em um grau maior de desenvolvimento. O grupo ecológico, aqui representada pelo *S. parahyba*, as espécies pioneiras que necessitam de muita luz e nutrientes têm a chance de se desenvolver e colonizar a área em clareira (SCHUBART, 1986).

O grupo das pioneiras é importante, uma vez que a maioria dos trabalhos confirmam a hipótese que as clareiras, principalmente as grandes clareiras que tem aproximadamente 250m², mantêm a diversidade de árvores e arbustos pioneiros, plantas que dependem efetivamente deste nicho de regeneração proporcionado pelas clareiras (MARTINS, 1999).

Para a restauração de uma área degradada, o plantio simultâneo de pioneiras e não pioneiras, com um maior número de espécies pioneiras, é indicado quando é necessária

uma cobertura mais rápida do solo, para evitar a competição com ervas agressivas, principalmente espécies invasoras (MARTINS, 2009). Os grupos ecológicos ou sucessionais, que estão baseados na existência de diferentes espécies com exigências comuns para seu desenvolvimento, foram o ponto de interesse para a construção de modelos de combinação ou associação de espécies de árvores dos diferentes grupos sucessionais na restauração de áreas degradadas (IVANAUSKAS *et al.*, 2007). Muitos modelos de restauração florestal de áreas degradadas são disponíveis, entretanto, nenhum deles pode ser considerado ideal para todos os casos, devido ao grande número de variáveis ambientais que podem interferir no comportamento das espécies, em um determinado sítio ou modelo (MARTINS, 2009).

Quando a área não demonstra potencial de auto-recuperação e quando o ambiente não suportar métodos alternativos, como a semeadura direta nucleada, a restauração através do plantio de mudas pode ser empregada. No viveiro há um criterioso cuidado as plântulas contra inimigos naturais e competição com ervas daninhas e espécies invasoras, além disso as mudas são pré-selecionadas quanto ao vigor antes de irem para o local de plantio (ARAKI, 2005). Sendo importante implementar um sistema com alta diversidade de espécies nativas regionais, esses podem na implantação, ter custos mais elevados que modelos com poucas espécies, contudo, por resultarem em ambientes mais heterogêneos, tendem a exigir menor intervenção e ser auto-sustentáveis (MARTINS, 2009).

A espécie *Euterpe edulis* baseou seu desenvolvimento no diâmetro do coleto e não em altura (Tabela 1 e Figura 3). A relação do diâmetro de plantas de *Euterpe edulis* com a intensidade da radiação incidente também foi verificada por outros autores. Bovi *et al.* (1992) constatou diferenças acentuadas entre os diâmetros das plantas sob mata com maior insolação e com menor insolação, porém a condição de maior insolação proporcionou um melhor desenvolvimento das plantas, com maior desenvolvimento sob menor insolação, diferentemente dos resultados obtidos no presente trabalho. Os resultados encontrados por Reis *et al.* (1987) confirmam os resultados obtidos, ao se verificarem os maiores crescimentos em DAC nos tratamentos com menor sombreamento.

Euterpe edulis é considerado uma espécie importante, pois, além de possuir uma alta densidade de indivíduos em suas populações naturais, desempenha papel fundamental na sustentação alimentar de herbívoros vertebrados e invertebrados.

Essa espécie não tolera radiação solar direta no seu estágio inicial de desenvolvimento, característica que inviabiliza seu plantio sob insolação direta (LEÃO e

CARDOSO, 1974; AGUIAR, 1986; MOURA NETO *et al.*, 1986; BOVI *et al.*, 1987). Os dados ficam mais evidentes quando comparado o número de indivíduos sobreviventes e acompanhados em cada tratamento, ou seja, 5 no tratamento da clareira, 5 no de raleio e 14 no tratamento controle (menos insolação).

Almeida (2008) observou que a sobrevivência de *E. edulis* variou em três tratamentos aplicados, com maiores índices de sobrevivência no tratamento sem alteração alguma, ou seja, controle, onde não foi observada mortalidade significativa ao longo dos meses acompanhados. Em Schaefer (1999), a espécie mostrou-se exigente em sombreamento nos três primeiros anos. No presente experimento esse resultado continuou evidente uma vez que a espécie apenas mostrou diferença significativa ($p < 0,05$) para o DAC no tratamento 1, ou seja, menos insolação (dossel intacto).

O crescimento em diâmetro guarda uma relação mais direta com a fotossíntese líquida que o crescimento em altura (KOZLOWSKI, 1962). O trabalho de Tsukamoto Filho *et al.* (2001) corrobora com os resultados obtidos no presente trabalho onde, nesse aspecto, era de se esperar um maior crescimento em DAC nos tratamentos com menor sombreamento, ou seja, os maiores diâmetros de colo foram encontrados nos tratamentos mais sombreados para *E. edulis*.

Nos resultados obtidos o desenvolvimento em altura de *E. edulis* não foi significativo em nenhum dos tratamentos. Os tratamentos de maior insolação aparentemente estagnaram o desenvolvimento da espécie em questão, confirmando que essa como espécie final de sucessão tem uma parte de seu desenvolvimento em locais com baixa disponibilidade de luz solar. Em alguns casos, árvores chegam a cessar seu crescimento em determinada fase da vida, retomando novamente quando encontra a situação favorável ao seu desenvolvimento (MELO *et al.* 2004), podendo ser local com menor disponibilidade de luz. A maior plasticidade fenotípica de espécies em gradiente mais baixo de irradiância é relatada também para *Euterpe edulis*, em estudo feito por Nakazono *et al.* (2001).

Diferente do resultado encontrado nesse trabalho, Illenseer e Paulilo (2002) observaram que plantas de *E. edulis* apresentam limitação do crescimento nas condições de luz de sub-bosque, mas com capacidade para manter nestas condições taxa de crescimento positiva, provavelmente devido à capacidade de ajustar sua morfologia para o aumento de captação de luz, e potencialidade para o aumento de crescimento com o aparecimento de clareiras. Nakazono *et al.* (2001) também discutem que plantas recebendo 2% ou 6% da luz solar direta apresentaram menor biomassa e menores taxas

de crescimento que plantas crescidas a 20% da luz solar direta. Estes resultados indicam que a quantidade de luz presente ao nível do solo de florestas tropicais, entre 0,5% e 4% da luz solar direta (CHAZDON e FETCHER 1984, JANUÁRIO *et al.*, 1992) é limitante para o crescimento de plantas de *Euterpe edulis*, mas o desenvolvimento observado no presente trabalho diferiu ao demonstrar que a alta insolação que foi o limitante para esse crescimento.

Em muitos casos, quando o estresse de insolação é intenso, espécies típicas de ambiente sombreado podem ter seu desenvolvimento prejudicado, já para espécies exigentes em luz, ao contrário, uma clareira grande possibilita o rápido crescimento de seus indivíduos (NEWELL *et al.* 1993).

CONCLUSÃO

A espécie *Euterpe edulis* somente demonstrou desenvolvimento perante ao tratamento de dossel intacto, esse estudo contribui com trabalhos que discutem categorias sucessionais, onde esta é classificada em final de sucessão.

O tratamento 3, clareira, é o mais expressivo quanto ao crescimento em altura, sendo que seu efeito é mais evidente na espécie *Schizolobium parahyba*.

O método de plantio de mudas se mostra eficiente para a área, uma vez que esta não demonstra capacidade de auto-recuperação. O tratamento onde houve o corte raso dos indivíduos é o mais promissor para a recuperação da área em estudo.

Uma vez que o representante das pioneiras desse estudo demonstrou melhores resultados perante ao tratamento promissor clareira, infere-se que se deve utilizar maior número de espécie de pioneira ao reproduzir esse experimento.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Neste estudo buscou-se avaliar o banco de semente do solo de uma área colonizada por *Leucaena leucocephala* e compara-lo a um banco de sementes de uma área preservada, onde há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os bancos de sementes da área colonizada pela espécie exótica *Leucaena leucocephala* e uma área considerada mais preservada, um trecho do Parque Estadual do Rio Doce. Mostrando que apesar da pouca distância estas áreas estão subordinadas a exposições diferenciadas de entrada de sementes, mas compartilham espécie em comuns como *Muntingia calabura* e *L. leucocephala*, que são as mais representativas nos bancos de sementes estudados, sendo que ambas espécies exóticas, agressivas com potencial invasor e de se tornarem monodominantes.

Os resultados comparativos dos bancos de sementes mostram a necessidade de restauração da área colonizada por *L. leucocephala*, através de metodologias que utilizam espécies nativas, visando a restauração florestal.

No método de semeadura direta aplicada na área em questão constata-se baixa porcentagem de germinação, pois apenas 6% do total de sementes utilizadas no experimento germinaram e, uma alta mortalidade dessas (93% das germinadas morreram). A espécie exótica agressiva *Leucaena leucocephala*, devido seu potencial competitivo, é o que mais influencia negativamente o experimento.

Para uma maior garantia de sucesso e eficiência, o método de semeadura direta necessita de um controle da rebrota e germinação da *Leucaena leucocephala*, potencial competidora, onde este se mostra mais eficiente conciliado com maior disponibilidade luminosa.

Os resultados do método de semeadura corroboraram com os resultados do plantio de mudas onde o tratamento clareira, é o mais expressivo quanto ao crescimento em altura, sendo que seu efeito foi mais evidente na espécie representante do grupo das pioneiras.

Para o diâmetro a altura do coleto, o tratamento controle influenciou positivamente a espécie *Euterpe edulis* e para a espécie *Schizolobium parahyba* o tratamento clareira mais uma vez se mostrou mais expressivo.

O método de plantio de mudas se mostrou eficiente para a área, uma vez que esta não demonstra capacidade de auto-recuperação. Sendo o corte raso dos indivíduos o mais promissor para a recuperação da área em estudo.

É indicado a utilização de grande número de espécies pioneiras, de crescimento rápido, conjuntamente com representantes de espécies não pioneiras para a manutenção da sustentabilidade local, em projetos de recuperação de áreas colonizadas pela espécie exótica invasora *Leucaena leucocephala*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, W. A. P.; MELLO, J. W. V. Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.15-26, 1998.

ADORYAN, M.L. **Efeitos de Densidades de *Aeschynomene rudis* Benth. e seu controle com o herbicida Ethoxysulfuron em duas épocas de aplicação na cultura do Arroz (*Oryza sativa* L.) Irrigado**. ESALQ, SP, p. 80. Dissertação de Mestrado, 2004.

AGUIAR, F. F. A. Cultura racional do palmiteiro sob mata nativa. In: APROVEITAMENTO RACIONAL DE FLORESTAS NATIVAS, São Paulo. **Anais...**São Paulo: Instituto de Botânica, p. 51-63, 1986.

ALMEIDA, R.A. **Restauração florestal de uma área ciliar ocupada por *Leucaena (Leucaena leucocephala (LAM) DE WIT.) em Ipatinga, MG***. UFV, MG, p. 33. Monografia final de curso, 2008.

ALMEIDA, S.S. **Clareiras naturais na Amazônia Central: abundância, distribuição, estrutura e aspectos da colonização vegetal**. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus. Dissertação de Mestrado, 1989.

AMADOR, D.B.; VIANA, V.M. Dinâmica de “capoeiras baixas” na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**. n. 57, p. 69-85, 2000.

AMORIM, I. L.; DADIVE, A. C.; CHAVES, M. M. F. Morfologia do fruto e da semente, e germinação da semente de *Trema micrantha* (L.) Blum. **Cerne**, v. 3, n. 1, p. 138-152, 1997.

ANTONIOLLI, Z.I.; PORTO; M.D.M. Microrganismos presentes nos componentes da Análise de Pureza de Sementes de Arroz. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 10, n. 3, p. 79-89, 1988.

ARAKI, D.F. **Avaliação da Semeadura a Lanço de Espécies Florestais Nativas para Recuperação de Áreas Degradadas**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, SP, p. 172. Dissertação de Mestrado, 2005.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de uma Floresta Atlântica Montana (São Paulo – Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 319-328, 1999.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.61, n.1, p.35-44, 2001.

BARBOSA, L.M. **Considerações gerais e modelos de implantação de recuperação de formações ciliares**. In: RODRIGUES, R.R.; LEITAO-FILHO, H.F. (Eds.) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP. p. 289-312, 2004.

BARNETT, J.P.; BAKER, J.B. Regeneration methods. In: DURYEA, M.L.; DOUGHERTY, P.M. (Eds.). **Forest Regeneration manual**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 35-50, 1991.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds, ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination**. Academic Press, New York, 1998.

BAWA, K. S.; WEBB, C. J. Floral variation and sexual differentiation in *Muntingia calabura* (Elaeocarpaceae), a species with hermaphrodite flowers. **Evolution**, v.37, n.6, p.1271-1282, 1983.

BAZZAZ, F.A. **Plants in changing environments: linking physiological, population and community ecology**. Cambridge: Cambridge University, 1996.

BAZZAZ, F.A.; PICKETT, S.T.A. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual Review Ecology System**. v.11, p.287-310, 1980.

BIANCHETTI, A.; RAMOS, R. Quebra de dormência de sementes de guapuruvu (*Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake). **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n.3, p. 69- 76, 1981.

BOVI, M. L. A.; GODOY JÚNIOR, G.; SAES, L. A. Pesquisas com os gêneros *Euterpe* e *Bactris* no Instituto Agronômico de Campinas. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISADORES EM PALMITO, 1., 1987, Curitiba. **Anais...** Curitiba: EMBRAPA-CNPF, p. 1-43, 1987.

BOVI, M. L. A.; GODOY JÚNIOR, G.; VAL, M.R.; MYAO, L.; CAMARGO, S.B.; VICENTE, N.E.; DIAS, G.S. Eficiência de métodos de semeadura de palmiteiro: efeitos na germinação, sobrevivência e vigor das plantas. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, p. 573-582, 1992.

BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C.; GAZZIERO, D. L. P.; ADEGAS, F. S.; VOLL, E. Cadastramento fitossociológico de plantas daninhas na cultura de girassol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 5, p. 651-657, 2003.

BROKAN, N.V.L. The definition of treefalls gap and its effects on measures of forests dynamics. **Biotropica**, v. 11, p. 158-160, 1982.

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

BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Can. J. Bot.**, v. 70, p. 1603-1612, 1992.

BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American Rain Forest Species in the light of Successional Processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CARDINA, J.; HERMS, C. P.; DOOHAN, D. J. Crop rotation and tillage system effects on weed seedbanks. **Weed Science**, v. 50, p. 448- 460, 2002.

CARLTON, G.C.; BAZZAZ, F.A. Resource congruence and forest regeneration following na experimental hurricane blowdown. **Ecology** v.79, n. 4, p. 1305-1319, 1998.

CARNEIRO, J.G. de A. **Produção e Controle de Qualidade de Mudás Florestais**. Curitiba: UFPR/FUPEF, PR, p. 451, 1995.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. Embrapa Informação Tecnológica. Brasília, DF, v.1, p. 1039, 2003.

CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. Campinas: Fundação Cargill, p. 429, 1983.

CASTELLANI, T. T.; STUBBLEBINE, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.16, n.2, p.181-203, 1993.

CHAVES, L. L. B.; CARNEIRO, J. G. A.; BARROSO, D. G. Crescimento de mudas de angico vermelho, produzidas em substrato fertilizado, constituído de resíduos agroindustriais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 72, n. 3, p. 49-56, 2006.

CHAZDON, R.L.; FETCHER, N. Photosynthetic light environment in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** v. 72, p. 553-564, 1984.

CHEKE, A.S.; NANAKORN, W.; YANKOSES. Dormancy and dispersal of seeds of secondary forest species under the canopy of a primary tropical rain forest in Northern Thailand. **Biotropica** v. 11, p. 88-95, 1979.

CONNEL, J.F.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **Amer. Natur.** v. 111, p. 1119-1144, 1977.

COSTA, M.P; MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura de clareiras em mata mesófila na Bacia de São Paulo. In: Congresso Nacional sobre essências Nativas, 2, São Paulo. **Anais...Revista do Instituto Florestal** v. 2, p. 178-183, 1992 (Edição especial, parte 1).

CRESTANA, M.S.M. **Florestas – Sistema de recuperação com essências nativas**. CATI, Campinas, SP, 1993.

DALLING, J. W. Ecología de semillas. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Libro Universitario Regional, p.345-375, 2002.

DENSLOW, J.S.; HARTSHORN, G.S. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. In: MCDADE, L.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. (Eds.) **La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, Chicago. p 120-127, 1994.

DUARTE, A. P.; SILVA, A. C.; DEUBER, R. Plantas infestantes em lavouras de milho safrinha, sob diferentes manejos, no médio Paranapanema. **Planta Daninha**, v. 25, n.2, p. 285-297, 2007.

DURIGAN, G. **Sementes e mudas de árvores tropicais**. 2.ed. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, p. 65, 2002.

FERREIRA, A.G. Interferência: competição e alelopatia. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. (Orgs.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Ed. Artemed, p 251-262, 2004.

FERREIRA, J.N.; RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L. Crescimento inicial de *Piptadenia gonoacantha* (Leguminosae, Mimosoideae) sob inundação em diferentes níveis de luminosidade. **Revista brasil. Bot.**, São Paulo, v.24, n.4 (suplemento), p.561-566, 2001.

FIEDLER, P.L.; WHITE.P.S.; LEIDY, R.A. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In: PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S.; SHACHAK, M. **The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity**. New York: Internacional Thomson Publ. 1997.

FIGUEIREDO, R.A.; OLIVEIRA, A.A.; ZACHARIAS, M.A.; BARBOSA, S.M.; PEREIRA, F.F.; CAZELA, G.N.; VIANA, J.P.; CAMARGO, R.A. Reproductive Ecology of the exotic tree *Muntingia calabura* L. (Muntingiaceae) in Southeastern Brazil. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.6, p.993-999, 2008.

FLEMING, R.L.; MOSSA, D.S. Direct seeding of black spruce in northwestern Ontário: seedbed relationships. **Forestry Chronicle**, v.70, n.2, p.151-158, 1994.

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

FLORES-AYLAS, W.W. **Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em semeadura direta: efeito de micorriza e fósforo.** Lavras, 81p. Dissertação de Mestrado, 1999.

FRANCO, B.K.S. **Análise da regeneração natural e do banco de sementes em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.** UFV, MG, p. 72. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), 2005.

FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G.; OPLER, P.A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology** v. 62, p. 881-919, 1974.

FRAZÃO, D.A.C.; FIGUEIREDO, F.J.C.; CORREIA, M.P.F.; OLIVEIRA, R.P. e POPINIGIS, F. Tamanho da semente de guaraná e sua influência na emergência e no vigor. **Revista Brasileira de Sementes**, Brasília, v.5, n.1, p.81-91, 1983.

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

GANDOLFI, S.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. (a) **Forest Restoration : Many Views and Objectives.** In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded áreas: Methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers. p. 03-26, 2007.

GANDOLFI, S; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. (b) **Theoretical Bases of the Forest Ecological Restoration.** In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded áreas: Methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers. p. 27-60, 2007.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A; PARKER, V. T.; SIMPSON, R.L. (eds). 1989. **Ecology of soil seed banks.** Academic Press. San Diego, p. 149-209, 1989.

- GILHUIS, J.P. **Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brasil.** Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Dissertação de Mestrado, 1986.
- GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HDLEY, M. **Tropical rain forest: regeneration and management.** Blackwell, New York, 1991.
- GORRESIO-ROIZMAN, L. G. **Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP.** Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 184. Dissertação de Mestrado, 1993.
- GREEN, J.J.; NEWBERY, D.M. Reproductive investment and seedling survival of the mast-fruiting rain forest tree, *Microberlinia bisulcata* A. chev. **Plant Ecology** v. 162, p. 169-183, 2002.
- GRIGGS, F.T. Life history strategies of the genus *Orcuttia* (Gramineae). In: JAIN, S. (Eds.). **Vernal pools, their ecology and conservation.** Institute of Ecology Publication (University of California, Davis.), n. 9, p. 57-63, 1976.
- GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, n.5, p.759-774, 2002.
- GROMBONE-GUARATINI, M. T.; SOLFERINI, V. N.; SEMIR, J. Reproductive biology of *Bidens* L. (Asteraceae). **Scientia Agricola**, v. 61, n. 2, p. 185-189, 2004.
- GROVES, R. H. Invasion of Mediterranean ecosystems by weeds. In: DELL, B.; HOPKINS, A.J.M.; LAMONT, B.B. (Eds.). **Resilience in Mediterranean-Type Ecosystems**, Junk, Dordrecht, p. 129–145, 1986.
- GUBERT FILHO, F. A tipologia florestal determinada pelo fator antrópico. In: I CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, VII CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SBS/SBEF p. 1-5, 1993.
- HARPER, J. L. **Population biology of plants.** London, Academic Press, p. 892, 1977.
- HART, T.B. Monospecific dominance in Tropical Rain Forests. **Tree** v. 5, n. 1, p. 6-11, 1990.

HART, T.B.; HART, J.A. e MURPHY, P.G. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist** v. 133, n. 5, p. 613-633. 1989.

HAZEL, D.W.; SMITH, M.D.; FRANKLIN, C. Direct seeding of loblolly pine in the North Carolina Piedmont: four-year results. **Southern Journal of Applied Forestry**, v. 13, n.2, p. 91-93, 1989.

HENKEL, T.W. Monodominance in the ectomycorrhizal *Dicymbe corymbosa* (Caesalpiniaceae) from Guyana. **Journal of Tropical Ecology** v. 19, p. 417-437, 2003.

HETH, D. Spot sowing of mediterranean pines under shelter. **Tree planters' Notes**, v. 34, n. 4, p. 23-27, 1983.

HOBBS, R.J.; HARRIS, J.A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration ecology**, n.2, v.9, p.239-246, 2001.

HOPKINS, M. S.; GRAHAM, A. W. The composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland, Australia. **Biotropica**, v. 15, p. 90-99, 1983.

HULTÉN, H. Root deformation of forest seedling. In: NORDIE SYMPOSIUM, Swedish, **Proceedings** Stocolmo Swedish University of Agricultural Science, p.11, 1982.

IEF-MG (**Instituto Estadual de Floresta**). I. Belo Horizonte-MG. p. 35, 1994.

IKEDA-CASTRILLON, S.; MESQUITA, R.; SANAIOTTI, T.; FRIEIRO, F. e CASTRILLON, J.R. 2001. Localização e dominância de espécies das ilhas de vegetação arbórea ao longo do rio Paraguai no Pantanal de Cáceres, MT. In: **Anais do III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal - os desafios do novo milênio**. Corumbá - MS, Brasília, Embrapa – CPAP, p.11, 2000.

ILLENSEER, R; PAULILO, M.T.S. Crescimento e eficiência na utilização de nutrientes em plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. sob dois níveis de irradiância, nitrogênio e fósforo. **Acta Botânica Brasílica**, v. 16, n. 4, p 385-394, 2002.

INNOVATIONS IN TROPICAL REFORESTATION. **Leucaena: promising forage and tree crop for the tropics**. Whashington: National Academic Press, p. 100, 1984.

INSTITUTO HORUS. 2009.
http://www.institutohorus.org.br/download/fichas/Leucaena_leucocephala.htm Acesso em: 04 de Fevereiro de 2009.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; SOUZA, V.C. **The Importance of the Regional Floristic Diversity for the Forest Restoration Successfulness**. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded áreas: Methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers. p. 63-76, 2007.

JAKELAITIS, A.; FERREIRA, L. R.; SILVA, A. A.; AGNES, E. L.; MIRANDA, G. V.; MACHADO, A. F. L. Dinâmica populacional de plantas daninhas sob diferentes sistemas de manejo nas culturas de milho e feijão. **Planta Daninha**, v. 21, n. 1, p. 71-79, 2003.

JANUÁRIO, M.; VISWANADHAN, Y.; SENNA, R.C. Radiação solar total dentro de floresta tropical úmida de terra firme (Tucuruí, Pará). **Acta Amazonica** v. 22, p. 335-340, 1992.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. 13 ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2002.

JOLY, C.A. Heterogeneidade ambiental e diversidade de estratégias adaptativas de espécies de mata de galeria. In: SIMPÓSIO DA ACADEMIA DE CIÊNCIAS DE SÃO PAULO – Perspectivas de Ecologia Teórica. São Paulo. **Anais...** São Paulo: ACIESP. p. 19-38, 1986.

KAGEYAMA; P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. p. 249-269, 2004.

KAGEYAMA; P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA; P.Y. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Butucatu: FEPAF, 2003.

KINNUNEN, K. Scots peni sowing on barren mineral soils in western Finland. **Folia Forastalia**, n. 531, p.1-4, 1982.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2ª ed. Basf Brasileira, São Paulo, Brasil, p. 798, 1992.

KITAJIMA, K. Ecophysiology of tropical tree seedlings. In MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.L.; SMITH, A.P **Tropical forest plant ecophysiology** (Eds.). Chapman & Hall, New York, p.559-595, 1996.

KÖPPEN, W. **Climatologia: com um estúdio de los climas de la tierra**. México: Fundo de Cultura Econômica. p. 478, 1948.

KOZLOWSKI, T. T. **Tree growth**. New York: The Ronald Press Company, p. 149-170, 1962.

KUHLMANN, M.; KUHN, E. **A flora do Distrito de Ibiti**. São Paulo: Secretaria da Agricultura-Instituto Botânico, p. 221, 1947.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos** Dt. Ges. fur Techn. Zusammenarbeit (GZT). Tradução de Guilherme de Almeida-Sedas e Gilberto Calcagnotto. TZ-Verlagsgesellschaft mbH, Rossdorf, p. 343, 1990.

LANCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos. Ed: Rimo artes e textos. p. 531, 2000.

LEAL FILHO, N.; BORGES, E.E. de L. Influência da temperatura e da luz na germinação de sementes de canudo de pito (*Mabea fistulifera* MART.). **Revista Brasileira de Sementes**, v. 14, n. 1, p. 57-60, 1992.

LEÃO, M.; CARDOSO, M. **Instruções para cultura do palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.)**. Campinas: IAC (Boletim Técnico), p.18, 1974.

LEE, D.W., BASKARAN, K., MANSOR, M., MOHAMAD, H. e YAP, S.K. Irradiance and spectral quality affect Asian tropical rain forest tree seedling development. **Ecology** v. 77, p.568-580, 1996.

LIMA, L.C.P; MELLO FILHO, J.A.; FREIRE, L.R.; VIEIRA, F. Absorção de nitrogênio para *Schizolobium parahyba* (VELL.)BLAKE, em fase de viveiro em três ambientes. **Revista Floresta e Ambiente**. v. 7, n. 1, p. 11 - 18, 2000.

LIMA, L.C.P; SARTORIL, A.L.B.; POTT, V.J. *Aeschynomene* L. (Leguminosae, Papilionoideae, Aeschynomeneae) no Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil *Hoehnea* v. 33, n. 4, p. 419-453, 2006.

LONG, J.M. Roots system form and its relationship to growth in young planted conifers. In: Root form of Planted Trees Symposium, Victoria. **Proceedings** Victoria: MCR, v.8, p.22-234, 1978.

LÓPEZ-QUILES, M.; VAZQUEZ-YANES, C. Estudi sobre germinación de semillas em condiciones naturales controladas. In: GÓMES-POMPA, A.; VAZQUEZ-YANES, A.; DEL AMO, S.; BTANDA, A. (Eds.). **Regeneración de selvas**. Cia. Editorial Continental, México, D.F, p. 250-262, 1976.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: Terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3ª ed. Plantarum, Nova Odessa, Brasil, p. 620, 2000.

LORENZI, H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas: Plantio direto e convencional**. 6ª ed. Plantarum, Nova Odessa, Brasil, p. 269. 2006.

MALUF, A.M.; MARTINS, P.S.; MALUF, W.R. Avaliação de populações de leucena para tolerância ao alumínio. III. Critérios para avaliação de tolerância. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.19, n.9, p.1131-1134, 1984.

MANTOVANI, V. Conceituação e fatores condicionantes. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill. p. 11-19, 1989

MARIMON, B.S.; FELFILI, J.M.; HARIDASAN, M. Studies in Monodominant Forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A Forest of *Brossimum rubescens* Tuab. **Edinb. J. Bot.** v. 58, n. 1, p.123-137, 2001.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração.** Viçosa: Aprenda Fácil Editora, p.270, 2009.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares.** 2ª. Edição. Viçosa: Editora Centro de Produções Técnicas, p. 255, 2007.

MARTINS, S.V. **Aspectos da dinâmica de clareiras em uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, SP.** Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, p. 216. Tese de Doutorado, 1999.

MARTINS, S.V.; ALMEIDA, D.P.; FERNANDES, L.V.; RIBEIRO, T.M. **Banco de Sementes como Indicador de Restauração de uma Área Degradada por mineração de Caulim em Brás Pires, MG.** Revista *Árvore*, Viçosa-MG, v.32, n.6, p.1081-1088, 2008.

MARTINS, S. V. ; COLLETTI JUNIOR, R.; RODRIGUES,R.R.; GANDOLFI, S. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.172, n.1, p.121-131, 2004.

MARTINS, S.V.; KUNZ, S.H. Use of evaluation and monitoring indicators in a riparian Forest restoration project in Viçosa, Southeastern Brazil. In: RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V. GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas.** New York, Nova Science Publishers, p.261-273, 2007.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, p. 51-62, 2002.

MATTEI, V.M. Comparação entre semeadura direta e plantio de mudas produzidas em tubetes, na implantação de povoamentos de *Pinus taeda* L. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 149p. Tese de Doutorado, 1993.

MATTHES, L.A.F.; MARTINS, F.R. Conceitos em sucessão ecológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**. v. 2, p. 19-32, 1996.

MELO, F.P.L.; NETO, A.V.A.; SIMABUKURO, E.A.; TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A.G. E BORGHETTI, F. (Eds.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Ed. Artemed, p 237-250. 2004.

MIQUEL, S. Morfologie fonctionnelle de plantules d'especies forestières du Gabon (Functional morphology of forest species from Gabon). **Bulletin Musdu Muséum National d'Histoire Naturelle**, Paris, 9^o section B, Adansonia n^o1, p. 101-121, 1987.

MONTORO, G.R. **Morfologia de plântulas de espécies lenhosas do Cerrado**. UNB, DF, p. 104. Dissertação (Mestrado em Botânica), 2008.

MOROSINI, I.B.A.; KLINK, C.A. Interferência do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no desenvolvimento de plântulas de embaúba (*Cecropia pachystachya*). In: LEITE, L.L; SAITO C.H. (Org). Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado. In: III CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, Brasília. **Trabalhos selecionados ...** Brasília: Universidade de Brasília, Brasília, 1997.

MOURA NETO, B. V.; DIAS, A. C.; YAMAZOE, G. Sobrevivência de *Euterpe edulis* Mart. em plantios sob diferentes tipos de vegetação. In: V CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, Olinda. **Anais...** Olinda, 1986. **Boletim Técnico IF**, São Paulo, n.40, p.99-107, 1986 (Edição Especial).

MULKEY, S. S.; CHAZDON, R. L.; SMITH, A. P. **Tropical forest plant ecophysiology**. Chapman & Hall. New York. 1996.

MURPHY, S. D.; CLEMENTS, D. R.; BELAOUSSOFF, S.; KEVAN, P. G.; SWANTON, C. J. Promotion of weed species diversity and reduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. **Weed Science**, v. 54, p. 69-77, 2006.

NAKAZONO, E.M; COSTA, M.C; FUTATSUGI, K.; PAULILO, M.T.S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.24, n.2, p.173-179, 2001.

NASCIMENTO, M.T.; NUNES DA CUNHA, C. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé - MT. **Acta Botanica Brasilica** v. 3, n. 1, p. 3-11, 1989.

NAVE, A.G. **Banco de Sementes Autóctone e Alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, Município de Ribeirão Grande, SP.** ESALQ, SP, p. 218. Tese de Doutorado, 2005.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. **Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology.** In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded áreas: Methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers. p. 103-126, 2007.

NETO, D.D.; DARIO, G.J.A.; BONNECARRÉRE, R.A.G.; MARTIN, T.N.; MANFRON, P.A.; CRESPO, P.E.N.; FAGAN, E.B. Controle de plantas infestantes em semeadura direta com a adição de adjuvante ao herbicida Glyphosate. **Revista da FZVA.Uruguaiana**, v.11, n.1, p. 53-61. 2004

NEWELL, E.A.; MCDONALD, E.P.; STRAIN, B.R.; DENSLOW, J.S. Photosynthetic responses of *Miconia* species to canopy openings in a lowland tropical rainforest. **Oecologia** v. 94, p. 49-56, 1993.

NEWSTRON, L.E.; FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G.; COLWELL, R.K. Diversity of long-term flowering patterns. In: MCDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHIRN, G.S. (Eds.), **La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest.** Chicago University Press, Chicago. p.142-160, 1994.

NG, F.S.P. Strategies of establishment in Malayan forest trees. In: Tomlison, P.B; ZIMMERMAN, M.H. (Eds.). **Tropical trees as living systems.** Cambridge University Press. Cambridge p. 129-162, 1978.

NUNES, S. R. D. F. da S.; GARCIA, F.C.P.; LIMA, H.C. de; CARVALHO-OKANO, R.M. Mimosoideae (Leguminosae) Arbóreas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil: Distribuição Geográfica e Similaridade Florística na Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 2, p. 403-421, 2007.

OLIVEIRA, A.K.M. **Estrutura e Comparação de três paratudais no Pantanal de Miranda-MS**. Universidade Federal de São Carlos – UFSCar-SP. Dissertação de Mestrado, 1993.

OSUNKOYA, O.O.; ASH; J.E.; HOPKINS, M.S.; GRAHAM, A.W. Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade-tolerance in northern Queensland. **Journal of Ecology** v. 82, p.149-163, 1994.

PAES, J. M. V.; REZENDE, A. M. Manejo de plantas daninhas no sistema plantio direto na palha. **Informe Agropecuário**, v. 22, p. 37- 42, 2001.

PAROLIN, P.; OLIVEIRA, A.C.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; JUNK, W.J. Pioneer trees in Amazonian floodplains: three key species form monospecific stand in different habitats. **Folia Geobotânica** v. 37, p. 225-238, 2002.

PARROTA, J.A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as “foster ecosystems”. In: LIETH, H.; LOHMANN, M. (Eds.). **Restoration of tropical forest ecosystem**. The Hague: Kluwer Academic Publishers, p. 63-73, 1993.

PETIT, C.; THOMPSON, J.D.; BRETAGNOLLE, F. Phenotypic plasticity in relation to ploidy level and corn production in the perennial grass *Arrhenatherum elatius*. **Canadian Journal of Botany** v. 74, p.1964-1963, 1996.

PICKETT, S.T.A. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Tropical Ecology**, v.24, p. 68-84, 1984.

PIRES, J.P.A.; SANSEVERO, J.B.B.; PEZZOPANE, J.E.M.; BRAGANÇA, H.B.N; SILVA, G.F. 2009. **Comportamento de cinco espécies florestais no enriquecimento de fragmento de Mata Atlântica**. Disponível em: <http://www.cemac-ufla.com.br/trabalhospdf/trabalhos%20voluntarios/protoc%20111.pdf> Acesso em: 25 de Janeiro de 2009.

REDENTE, E. F.; McLENDON, T.; DePUIT, E. J. Manipulation of vegetation community dynamics for degraded land rehabilitation. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PESQUISA FLORESTAL, 1., 1993, Belo Horizonte. **Anais...**Belo Horizonte: SIF, p. 265-278, 1993.

RÊGO, G.M. **Ecofisiologia do jequitibá-rosa e do jacarandá-da-Bahia: Morfogênese, germinação e crescimento inicial.** UFPR – Curitiba, PR., p. 84. Tese de Doutorado, 2001.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, v. 1, p. 28-36; 85-92, 2003.

REIS, M. S. dos; NODARI, R. O.; GUERRA, M. P.; REIS, A. Desenvolvimento do palmito: I. Caracterização até os 18 meses sob diferentes níveis de sombreamento. In: I ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISADORES EM PALMITO, Curitiba. **Anais...**Curitiba: EMBRAPA-CNPQ, p. 141-148, 1987.

RIBEIRO, S.P.; BROWN, V.K. Tree Species monodominance or Species-Rich savannas? The Influence of Abiotic factors in designing Plant Communities of the Communities of The Brazilian Cerrado and Pantanal Matogrossense A Review. **Ecotropica** v. 8, p. 031-45, 2002.

RODRIGUES, R.R. **Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais.** Livre-Docência thesis, Piracicaba: ESALQ, Universidade de São Paulo, 1999.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares.** In: RODRIGUES, R.R.; LEITAO-FILHO, H.F. (Eds.) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação.* São Paulo: EDUSP/FAPESP. p. 235-247, 2004.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento.** In: DIAS, L.E., MELLO, J.W. (Eds.). *Recuperação de Áreas Degradadas.* Viçosa, UFV, SOBRADE, p.203-215, 1998.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Restorations actions.** In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) *High diversity forest restoration in degraded*

áreas: Methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers. p. 77-102, 2007.

ROZZA, A.F.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. **Ecological management of degraded forest fragments.** In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded áreas: Methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers. p. 171-196, 2007.

SANTANA, A.S. **Banco de sementes e Estudo Fitossociológico de Plantas Infestantes em pomar de Laranjeira "Pêra" submetido a dois sistemas de Manejo do Solo, no Recôncavo Baiano.** Universidade Federal do Recôncavo Baiano, BA. p. 90. Dissertação de Mestrado, 2008.

SANTOS JUNIOR, U.M.; GONÇALVES, J.F.C.; FELDSPAUCH, T.R. Growth leaf nutrient concentration and photosynthetic nutrient use efficiency in tropical tree species planted in degraded areas in central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 299-309, 2006.

SCHAEFER, S.M. **Estudo de regeneração e transplante de mudas de palmitreiro (*Euterpe edulis* Martius) em diferentes condições de perturbação e luminosidade da floresta atlântica (SP).** Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, SP, p. 87. Dissertação de Mestrado, 1999.

SCHNEIDESL, A.A. A Flora Naturalizada no estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Herbáceas Subespontâneas. **Biociências**, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 257-268, 2007.

SCHUBART, H.O.R. Dinâmica de Ecossistemas. In: ALMEIDA-JUNIOR, J.M.G (Eds.) **Carajás: desafio político, ecologia e desenvolvimento.** São Paulo: Brasiliense, cap.3, p.30-58, 1986.

SECRETARIA DO ESTADO DA AGRICULTURA. **Zoneamento agroclimático do Estado de Minas Gerais.** Belo Horizonte.MG, p. 114, 1980.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil.** Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. Dissertação de Mestrado, 2002.

SILVA, A.C.A. **As Mimosoideae (Leguminosae) de um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua Montana, Região do Manso, Antônio Dias, MG.** UNILESTEMG, MG. p. 57. Monografia final de curso, 2006.

SILVA, L.M.B.; BARBOSA, D.C.A. Crescimento e sobrevivência de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan (Leguminosae), em uma área de caatinga, Alagoinha, PE. **Acta Botânica Brasileira**. v. 14, n.3, p. 251-261, 2000.

SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. 1989. **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press. p. 3-8, 1989.

SOLBRIG, O. T. **Demography and evolution in plant populations**. University of California Press, Berkeley, 1980.

SOUZA FILHO, A. P. S.; RODRIGUES, L. R. A.; RODRIGUES, T. J. D. Efeitos do potencial alelopático de três leguminosas forrageiras sobre três invasoras de pastagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, n. 2, p. 165-170, 1997.

SOUZA, L.S.; VELINI, E.D.; MAIOMONI-RODELLA, R.C.S. Efeito alelopático de plantas daninhas e concentrações de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) no desenvolvimento inicial de eucalipto (*Eucalyptus grandis*). **Planta Daninha**, v.21, n.3, p.343-354, 2003.

SUN, D.; DICKINSON, G.R. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. **Biotropica**, v.28, n.2, p.272-276, 1996.

SUN, D.; DICKINSON, G.R.; BRAGG, A.L. Direct seeding of *Alphitonia petriei* (Rhamnaceae) for gully revegetation in tropical northern Australia. **Forest Ecology and Management**, v.73, n. 1-3, p. 249-257, 1995.

TABARELLI, M. **A regeneração da floresta Atlântica montana**. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. Tese de Doutorado, 1997.

THOMPSON, K. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. **Journal of Ecology** v. 74, p. 733-738, 1986.

TOLEDO, R.E.B.; DINARDO, W.; BEZUTTE, A.J.; ALVES, P.L.C.A.; PILTELLI, R.A. Efeito da densidade de plantas de *Brachiaria decumbens* Stapf sobre o crescimento inicial de mudas de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden. **Scientia Forestalis**, n.60, p. 109 – 117, 2001.

TOUMEY, J.W.; KORSTIAN, C.F. **Seeding and planting in the practice of forestry**. New York: John Wiley, pt. 2, cap 6, p. 205-218, 1967.

TSUKAMOTO FILHO, A.A.; MACEDO, R.L.G.; VENTURIN, N.; MORAIS, A.R. Aspectos fisiológicos e silviculturais do palmiteiro (*Euterpe edulis* MARTIUS) plantado em diferentes tipos de consórcios no município de Lavras, Minas Gerais. **Cerne**, v.7, n.1, p.41-53, 2001.

UHL, C.; CLARCK, K.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, p. 751-763, 1988.

VALTANEN, J.; ENGBERG, M. The result from Kainuu and Pohjmaa the loughed-aarea reforestation experiment begun during 1970-1972. **Folia Forestalia**, v. 686, p.5-42, 1987.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and alóctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V. GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York, Nova Science Publishers, p.145-170, 2007.

VIEIRA, D.C.M. **Chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob três espécies de início de sucessão em uma área restaurada em Iracemópolis (SP)**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. Dissertação de Mestrado, 2004.

VIEIRA, M. F.; CARVALHO-OKANO, R. M. Pollination biology of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae) in southern Brazil. **Biotropica**, v. 28, p. 61-38, 1996.

VIEIRA, N. K.; REIS, A. **O papel do banco de sementes na restauração de áreas degradadas**. In: SOBRADE – Disponível em:

<http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/Trabalhos/028.pdf>. 2003. Acesso em: janeiro de 2009.

VILELA, D.M.; PROCTOR, J. Litterfall Mass, Chemistry, and Nutrient Retranslocation in Monodominant Forest on Maraca Island, Roraima, Brazil. **Biotropica** v. 31, n.2, p.198-211, 1999.

VOGEL, E.F. **Seedling of Dicotyledons**. Center for Agricultura Publishing and Documentation, Wageningen, the Netherlands, p. 465 , 1980.

WALCK, J.L.; BASKIN, J.M.; BASKIN, C.C.A. A comparative study of the seed germination biology of a narrow endemic and two geographically-widespread species of *Solidago* (Asteraceae). **Seed Science Research**, Wallingford, v. 8, n. 1, p. 65-74, 1998.

WHITMORE, T.C. Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Forest Abstracts** v. 44, n. 12, p. 767-779, 1983.

YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

YOUNG, K.R.; EWEL, J.J; BROWN, B.J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio** v. 71, p. 157-173, 1987.

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico Ambiental com Enfoque à Contaminação Biológica**. UFPR: Paraná. p. 177. Tese (Doutorado), 2000.