

SUZANNE DE CASTRO BASTOS

**APLICAÇÃO DE INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO
EM UM PROJETO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL, RESERVA
PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL - RPPN FAZENDA BULCÃO,
AIMORÉS, MG**

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

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2010**

SUZANNE DE CASTRO BASTOS

**APLICAÇÃO DE INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO EM
UM PROJETO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL, RESERVA PARTICULAR
DO PATRIMÔNIO NATURAL - RPPN FAZENDA BULCÃO, AIMORÉS, MG**

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

APROVADA: 29 de março de 2010.

Prof^a. Andreza Viana Neri
(Coorientador)

Prof. José Marinaldo Gleriani
(Coorientador)

Prof^a. Flávia Maria da Silva Carmo

Prof. Elias Silva

Prof. Sebastião Venâncio Martins
(Orientador)

*Às pessoas mais especiais e importantes da minha vida:
minha mãe Ilka, meu irmão Lucas e meu esposo André,
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas bênçãos e proteções diárias.

Ao meu pai, que mesmo distante mostrou-se presente iluminando meu caminho.

À minha Mãe Ilka, meu maior exemplo, por sacrificar seus sonhos para a realização dos meus. Pelo amor incondicional, pela torcida, orações e por me ensinar a cada dia a ser um ser humano melhor. Você é a melhor Mãe do Mundo!

Ao Lucas, meu Irmão e Amigo, por tornar minha vida mais leve, alegre e descontraída. Pelas palavras amáveis e sábias quando muito precisei e pelo carinho constante ao longo desta caminhada.

Ao André, meu Marido, Companheiro e melhor Amigo. Pelo amor incondicional em todos os momentos da nossa vida a dois. Pela ajuda, paciência e compreensão infinitas durante os momentos mais difíceis. Por sempre acreditar em mim e nunca me deixar abalar. Você é um Anjo especial que Deus colocou em minha vida!

Ao CNPq, pela bolsa concedida.

Ao professor Sebastião Venâncio Martins, pela orientação e oportunidade em desenvolver o estudo, pelos sábios conselhos e pela confiança que depositou em mim.

Aos funcionários do Departamento de Botânica, em especial Celso, Zé, Ângelo e Gilmar, pela gentileza, ajuda, amizade e momentos de tanta descontração.

A todos os professores da Pós Graduação em Botânica que contribuíram para a minha formação.

Aos membros avaliadores da dissertação, pelas contribuições pertinentes e valiosas sugestões.

Aos amigos que conquistei durante esses anos e me proporcionaram momentos agradáveis e inesquecíveis, em especial: Su, Ló, Virgínia, Diogo, Márcio, Cícero e Tiago, levarei vocês pra sempre comigo.

Aos colegas do mestrado que dividiram comigo momentos difíceis, pela ajuda e convívio agradável.

Ao Instituto Terra, pela realização do trabalho. Aos funcionários que me ajudaram no campo sem medir esforços, em especial Jaeder e Paulo pela disponibilidade e boa vontade em resolver meus problemas.

Ao Allan, por me ajudar nos trabalhos de campo com tanta disposição.

Aos familiares que estiveram sempre ao meu lado, acreditando no meu sucesso e na concretização deste sonho.

A todos aqueles amigos que se mostraram preocupados e torceram por essa vitória,
MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	Error! Bookmark not defined.
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL	3
2.2. RESTAURAÇÃO FLORESTAL	8
2.3. INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO	13
2.4. BANCO DE SEMENTES.....	14
2.5. REGENERAÇÃO NATURAL	17
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20
CAPÍTULO 1 - AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM ÁREAS RESTAURADAS NA RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NACIONAL – RPPN FAZENDA BULCÃO, AIMÓRES, MG	30
RESUMO.....	30
ABSTRACT	31
1.1 - INTRODUÇÃO	32
1.2 - MATERIAL E MÉTODOS	34
1.2.1 - Área de Estudo	34
1.2.2 - Metodologia	38
1.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
1.4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	55
1.5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
CAPÍTULO 2 - COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DO ESTRATO LENHOSO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS RESTAURADAS NO MUNICÍPIO DE AIMÓRES, MINAS GERAIS	61
RESUMO.....	61
ABSTRACT	62
2.1 INTRODUÇÃO	63
2.2 - MATERIAL E MÉTODOS	65
2.2.1 - Área de Estudo	65
2.2.2 Metodologia.....	68
2.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	70
2.4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	77
2.5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
CAPÍTULO 3 - ESTRUTURA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS RESTAURADAS NA RPPN - FAZENDA BULCÃO, AIMÓRES, MINAS GERAIS	83
RESUMO.....	83
ABSTRACT.....	85
3.1 - INTRODUÇÃO	87
3.2 - MATERIAL E MÉTODOS	89
3.2.1 - Área de Estudo	89

3.2.2 <i>Metodologia</i>	91
3.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	94
3.3.1 <i>Análise do estrato lenhoso da regeneração natural</i>	94
3.3.2 <i>Análise do Componente Herbáceo</i>	106
3.4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	111
3.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	117

RESUMO

BASTOS, Suzanne de Castro, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, março de 2010. **Aplicação de indicadores de avaliação e monitoramento em um projeto de restauração florestal, Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Fazenda Bulcão, Aimorés, MG.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins. Coorientadores: Andreza Viana Neri e José Marinaldo Gleriani.

A crescente exploração dos recursos naturais tem levado a perdas de muitas espécies e a alteração da estrutura natural dos ecossistemas, sem antes possuir o conhecimento aprimorado dos processos ecológicos naturais. O principal meio de restabelecimento da vegetação dos ambientes alterados dá-se através do banco de sementes do solo juntamente como o banco de plântulas, que exercem um papel fundamental no equilíbrio dinâmico das florestas. O entendimento dos processos de regeneração natural de áreas restauradas é extremamente importante para o sucesso dos projetos de restauração. Desta forma, buscando compreender os indicadores de avaliação e monitoramento, este estudo teve como objetivos: (i) caracterizar a composição florística e a densidade de espécies germinadas no banco de sementes do solo; (ii) Caracterizar a composição florística e fitossociológica do estrato da regeneração; (iii) identificar as categorias sucessionais e as síndromes de dispersão das espécies amostradas na regeneração natural e no banco de sementes; (iv) avaliar o potencial do banco de sementes do solo de cada ambiente para a regeneração natural, bem como, o potencial da regeneração natural nas áreas restauradas. Para avaliar os objetivos relacionados ao banco de sementes do solo nas quatro áreas submetidas a diferentes intervenções de manejo, foram amostradas 30 parcelas de 30 cm (comprimento) por 25 cm (largura), e 7 cm de profundidade. As amostras foram levadas para a casa de vegetação do Horto do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Viçosa e isoladas com telas de nylon com 50% de sombreamento. As plântulas emergentes foram irrigadas diariamente e contabilizadas quinzenalmente entre os meses de julho de 2008 e julho de 2009. As espécies amostradas foram identificadas, classificadas quanto as formas de vida, categorias sucessionais e síndromes de dispersão. Foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Weaver, equabilidade de Pielou, riqueza específica e a densidade de sementes germinadas. Enquanto que para avaliar os objetivos relacionados à regeneração natural das quatro áreas restauradas,

foram instalados sistematicamente cinco transectos de 2 x 110 metros, espaçados por 10 metros e distantes 100 metros da borda. Os transectos foram subdivididos em 10 parcelas de 2 x 2 metros cada, equidistantes 10 metros uma da outra, totalizando 50 parcelas e uma área de 200 m² por área. Na amostragem incluiu-se todos os indivíduos arbóreos com altura entre 10 cm e 2 metros e com DAS (diâmetro a altura do solo) menor ou igual a 5 cm, à exceção das espécies herbáceas (cipós, gramíneas, ervas e bambus) que foram analisados através da escala de valor de cobertura e abundância. A amostragem foi realizada no mês de março e abril de 2009. As espécies amostradas foram identificadas e classificadas quanto as categorias sucessionais e quanto as síndromes de dispersão. Para o componente lenhoso calculou-se os índices de Shannon Wiener (H'), equabilidade de Pielou (J') e os parâmetros fitossociológicos. Calculou-se o valor de cobertura (VC) e a frequência absoluta (FA) para cada espécie do componente herbáceo. O resultado encontrado para o banco de sementes considerando todas as áreas avaliadas, foi de 3113 indivíduos germinados, distribuídos em 26 famílias, 57 gêneros e 96 espécies. Aproximadamente 31% dos indivíduos amostrados correspondem à *Setaria vulpiseta*, que foi encontrada em todas as áreas amostradas, com maior densidade de indivíduos nas áreas 1 e 2. Os menores valores de diversidade e equabilidade foram encontrados nas áreas 1 (H'= 2,58 e J'= 0,65) e 2 (H'= 2,64 e J' = 0,64). Na compilação dos dados referentes às quatro as áreas, a forma de vida herbácea, a síndrome de dispersão anemocórica e espécies pioneiras foram as que mais se destacaram no estudo. Quanto a regeneração natural, foram amostrados 346 indivíduos, pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 52 espécies. De forma geral, as famílias mais ricas em número de espécies para a regeneração natural foram: Fabaceae (12 espécies) e Rubiaceae (3 espécies). Do total de espécies amostradas no estudo, 11 foram classificadas como pioneiras, 11 como secundárias iniciais e 8 como secundárias tardias. A dispersão zoocórica foi de forma geral a mais abundante. A densidade total estimada por hectare no levantamento do componente lenhoso foi de 4325 indivíduos. A maior contribuição para este valor coube a espécie *Machaerium acutifolium* (675 ind/ha). Em relação à frequência absoluta e relativa, as espécies de melhor desempenho em cada área foram: A1 - *Celtis brasiliensis*; A2 - *Mimosa caesalpinifolia*; A3 - e A4 - *Machaerium acutifolium*. No geral, *Machaerium acutifolium* foi a espécie com maior valor de importância, seguida por *Machaerium nyctitans* e *Cupania vernalis*, sendo as três que mais se destacaram em valor de cobertura (VC) e apresentam também maior número de indivíduos (NI), com poucas mudanças de ordem. A área 2 foi a que

apresentou menor diversidade e maior equabilidade, $H'=1,60$ e $J'=0,89$, respectivamente. A maior concentração de indivíduos regenerantes encontra-se na menor classe de diâmetro e altura, sugerindo a existência de algum tipo de estresse ecológico nas áreas. Para o componente herbáceo, *Setaria vulpiseta* é a espécie amostrada com maior frequência nas áreas 1, 2 e 4. Quanto aos valores de cobertura e abundância, *Setaria vulpiseta* apresenta o maior valor nas áreas 1 e 2 e *Guadua angustifolia* nas áreas 3 e 4. Neste sentido, vale ressaltar que as ações implantadas nas áreas até a realização do presente estudo tem trazido um incremento ecológico, através da cobertura do solo, da formação de dossel e do aumento da diversidade vegetal porém, as áreas necessitam ainda de intervenções de manejo que funcionem como catalizadores de sucessão e possam promover a melhoria nos processos de dinâmica.

ABSTRACT

BASTOS, Suzanne de Castro, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, march 2010. **Evaluation indicators application and monitoring of a forestry regeneration project , Private Reserve of Natural Patrimony - RPPN Farm Bulcão, Aimorés, MG.** Advisor: Sebastião Venâncio Martins. Co-advisors: Andreza Viana Neri and José Marinaldo Gleriani.

The growing exploration of natural resources has caused the lost of species and changed the natural structure of ecosystems without knowing the natural ecological process. The main means to reestablish the vegetation in changed environment is through the soil seed bank and the seedling bank which have a very important role in the dynamic equilibrium of the forests. The understanding of the natural regeneration process for restored areas is very important to the success of restoration projects. Thus, aiming to understand the indicators of evaluation and monitoring this study has the following objectives: (i) Describing the floristic composition and the density of species germinated at the soil seed bank; (ii) Describing the floristic composition and fitosociologic regeneration stratum; (iii) Indicating the sucessional categories and dispersion syndrome of natural regenerated and seed bank sampled species. To evaluate the objectives related to the soil seed bank in four areas subjected to different handling techniques, 30 parcels were sampled, each parcel were 30cm long by 25cm wide by 7cm deep. The samples were taken to the vegetations house at the Biology Department at Viçosa Federal University. The vegetations house was isolated with a 50% shading factor nylon net. The emerging seedlings were irrigated daily and counted every two weeks from July 2008 to July 2009. The sampled species were identified, classified according to life form, sucessional categories and dispersion syndrome. Shannon-Weaver diversity index, Pielou equability index, specific wealth and density of germinated seeds were calculated. In order to evaluate the objectives related to natural regeneration of the four areas restored, five transect were systematically marked 2 x 110 m each.. Each transect was divided into 10 parcels of 2m x 2m and apart 10 m from each other totaling 50 parcels and area of 200 m². The sampling process included all arborous individuals with height raging from 10cm to 2 m and with DAS (diameter at soil level) bellow or equal to 5 cm except herbaceous species (vines, grasses, weeds and

bamboos). The samples were analyzed according to the scale of covering and abundance value. The sampling was done in the months of March and April 2009. The sampled species were identified, classified according to successional categories and dispersion syndrome. Regarding the timber component, were calculated the Shannon Wiener (H') and equability Pielou (J') index, and the fitosociologic parameters. From all the areas studied, 3113 individuals germinated from 26 families, 57 genders and 96 species. About 31% of the individuals are related to *Setaria vulpiseta*, which were found in all the sampled areas, with higher individual density in areas 1 and 2. The lowest diversity and equability were found in the areas 1 ($H'= 2,58$ e $J'= 0,65$) and 2 ($H'= 2,64$ e $J' = 0,64$). After compiling all data from the four areas, herbaceous life forms, anemocoric syndrome dispersion and pioneer species were more abundant according to the study. The sample from natural regeneration included 346 individuals belonging from 18 families, 32 genders and 52 species. The families with the most species were: Fabaceae (12 species) and Rubiaceae (3 species). From the total number of species sampled in the study 11 were classified as pioneer, 11 as initial secondary and 8 as late secondary. Zoocoric dispersion was the most abundant. The total estimated density after survey of the timber component was 4325 individuals per hectare. The biggest contribution to this number was due to the specie *Machaerium acutifolium* (675 ind/ha). About relative and absolute frequency the specie with best performance in each area were: A1 - *Celtis brasiliensis*; A2 - *Mimosa caesalpiniiifolia*; A3 - A4 - *Machaerium acutifolium*. In general, *Machaerium acutifolium* was the most important specie followed by *Machaerium nyctitans* and *Cupania vernalis*. These three species also stood out in covering value (CV) and presented the greatest number of individuals (NI) with little change in the order. Area 2 presented lowest diversity and highest equability $H'=1,60$ e $J'=0,89$, respectively. The highest concentration of regenerating individuals are the lower diameter and height classes which suggest some kind of ecological stress in the areas. For the herbaceous component, *Setaria vulpiseta* is among the sampled species the one with highest frequency in areas 1,2 and 4. Regarding values of covering and abundance, *Setaria vulpiseta* presented a higher value in areas 1 and 2 and *Guadua angustifolia* in areas 3 and 4. Thus, it's important to highlight that the actions implemented in the areas until the time of the study have brought an ecological improvement through soil covering, canopy formation and an increase in vegetal

diversification. However, the areas need intervention to act as successional catalyzers to improve the dynamic process.

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais que são, por sua alta diversidade de espécies e nível de endemismo, um dos complexos vegetacionais mais singulares no mundo (Mori et al., 1981; Fonseca, 1985), vem sofrendo historicamente as consequências do intenso processo de fragmentação. A maior parte de seus remanescentes está representada por fragmentos pequenos, imersos em uma matriz dominada principalmente por áreas agricultáveis, submetidos a diferentes pressões antrópicas (Viana e Tabanez, 1996).

Seguindo um padrão observado para os trópicos, extensas áreas são cobertas por pastagens, em sua maioria manejadas inadequadamente, ou mesmo abandonadas, significando uma drástica redução na fertilidade do solo (Aide et al., 1996). Em muitos casos, só a intervenção humana consegue converter essas pastagens novamente em florestas (Florentine e Westbrooke, 2004). O restabelecimento de florestas nativas nessas áreas requer a aplicação simultânea de princípios ecológicos e práticas de restauração sustentáveis (Knowles e Parrotta, 1995).

Em vista do problema, muitos projetos e estudos têm sido realizados com o objetivo de melhor conhecer os processos da restauração em áreas degradadas (Vianna, 1990; Puerta, 2002; Moraes, 2005; Padovezi, 2005; Costalonga et al., 2006; Vieira e Gandolfi, 2006; Martins e Kunz, 2007; Martins et al., 2008). Contudo, são poucas informações que se têm a respeito da regeneração natural e do banco de sementes em áreas de pastagens abandonadas submetidas a ações de restauração florestal no estado de Minas Gerais.

O banco de sementes e a regeneração natural são indicadores importantes para avaliação de áreas restauradas, respondem ao processo dinâmico da sucessão, uma vez que representa o estoque ou reserva potencial de indivíduos dentro do ecossistema (Siqueira, 2002; Martins et al., 2008). As caracterizações florística, estrutural e ecológica (síndromes de dispersão e categorias sucessionais) dessas áreas podem determinar a sua condição atual, possibilitar o monitoramento da dinâmica sucessional ao longo do tempo, definir estratégias de manejo (Martins, 2009a) bem como, facilitar os estudos de auto-ecologia das espécies, como a extrapolação de resultados para espécies similares (Kageyama e Castro, 1989).

Assim, partindo da hipótese de que plantios de espécies arbóreas e intervenções de manejo podem promover a restauração de mecanismos ecológicos como a regeneração natural e aumento de propágulos no banco de sementes, este estudo teve como objetivo principal avaliar o banco de sementes e da regeneração natural em quatro áreas distintas (Área 1 – Raposinho 2002; Área 2 – Peroba 2000; Área 3 – Capoeira sem manejo; Área 4 – Regeneração 2002), submetidas a intervenções de manejo com diferentes intensidades, em um Projeto de Restauração Florestal da Mata Atlântica no município de Aimorés, MG, e como objetivos específicos:

- ✓ Caracterizar a composição florística e fitossociológica do estrato da regeneração;
- ✓ Conhecer a composição florística e a densidade de espécies do banco de semente do solo;
- ✓ Identificar as categorias sucessionais e as síndromes de dispersão das espécies amostradas na regeneração natural e no banco de sementes;
- ✓ Avaliar o potencial do banco de sementes do solo de cada ambiente para a regeneração natural;
- ✓ Determinar o potencial da regeneração natural nas áreas restauradas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

A degradação da Mata Atlântica brasileira acontece ao longo de mais de 500 anos, iniciada pelos europeus, com a exploração do Pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.), então abundante nas florestas costeiras do litoral (Siqueira, 1982). Tratava-se de uma madeira corante, chamada Ibirapitanga pelos tupis, que devido a crescente demanda das manufaturas têxteis da Itália, França e Holanda por corantes e tintas se transformou num grande potencial para o comércio europeu (Dean, 2004).

Em 1511 iniciou-se a exploração florestal no Brasil, a nau Bretoa manteve-se em Cabo Frio durante dois meses, para o carregamento de madeira e animais. Transportou 125 toneladas de Pau-brasil apenas em uma viagem, além de serem registrados 23 periquitos, 16 felinos, 19 macacos e 15 papagaios, todos capturados pelos tupis. Em 1532, a nau Pelerine transportou três mil peles de onça, 300 macacos e 600 papagaios (Dean, 2004).

Nos primeiros anos de exploração foram coletadas cerca de 1.200 toneladas de madeira de Pau-brasil por ano. Em 1588, passaram pela aduana portuguesa 4.700 toneladas de Pau-brasil, talvez metade do verdadeiro volume. Havia também o tráfico francês clandestino, bem como o contrabando feito pelos navios espanhóis e ingleses, que juntos podem ter provocado a extração de 12 mil toneladas de Pau-brasil por ano, ao longo do século XVI. Calcula-se que essa exploração resultou na derrubada de cerca de 2 milhões de árvores, cerca de 600 mil hectares da Mata Atlântica (Dean, 2004).

O trabalho de exploração e extração florestal era feito pelos índios, cujo pagamento era feito na forma de escambo, os índios recebiam objetos sem valor monetário como faca, machados, foices, chapéus, pentes e outras ferramentas em troca do trabalho, das toras do Pau-brasil e de madeira para marcenaria. A partir do final do século XVI, a Coroa portuguesa começa a temer o risco de esgotamento do produto e em 1605 passa a controlar a extração da madeira e cria a função de guardas-florestais (Dean, 2004)

Entre os anos de 1532 a 1700 os colonizadores encontraram no plantio da cana-de-açúcar a cultura ideal para impulsionar a ocupação, ao menos do litoral, e assegurar altíssimos lucros com o comércio do açúcar. Produto este que era bastante raro e por

isso, considerado artigo de luxo na Europa. Deste modo, foram implantados engenhos de cana-de-açúcar, contribuindo substancialmente para a devastação da Floresta. Na Zona da Mata Nordestina, o primeiro local ocupado pelos colonizadores, a floresta foi completamente devastada e em seu lugar surgiram extensos canaviais. Foi uma atividade monocultural, causando o empobrecimento do solo e tornando necessária a troca de local para a plantação, aumentando assim as áreas devastadas. Trazida principalmente para servir como força motriz nos engenhos, foi implantada a pecuária expandindo-se como atividade econômica causando sérios danos sobre a Mata Atlântica. Pode-se calcular que por volta de 1700, aproximadamente 100 mil hectares de Mata Atlântica foram eliminados (Deam, 2004).

Segue a devastação da Floresta através da mineração, destruindo extensas áreas do estado de Minas Gerais para a retirada do ouro e diamantes, a degradação foi mais acentuada nas planícies aluviais cheias de cascalhos e fundo dos rios. As grandes descobertas de ouro e diamante no Brasil do século XVIII foram as mais importantes ocorridas no Novo Mundo colonial (Deam, 2004).

Deam (2004) relata que as atividades mineradoras do século XVIII exploraram muito mais recursos da Mata Atlântica do que as atividades de lavoura como o plantio de trigo e cana, a tal ponto que a vegetação regenerante apresentava ausência de espécies que originalmente ali habitavam. Em 1800 cerca de 1.800.000 indivíduos habitavam em terras da Mata Atlântica, ou seja, a população multiplicou-se por 6 vezes em um século. Com isso as atividades econômicas ficaram mais intensas, transformando a agricultura, com a implantação de novas culturas e fazendo da criação de gado uma nova atividade econômica.

Com a vinda da coroa portuguesa, em 1808, para o Brasil, vieram alguns cientistas naturais renomados como Johann Emanuel Pohl, Saint-Hilaire e Karl Friedrich Phillipp Von Martius, que começariam a descoberta da grande diversidade da Mata atlântica (Deam, 2004).

Com o declínio da produção do ouro e diamante na metade do século XVIII, os garimpeiros adotaram a lavoura e a pecuária, estendendo seus domínios cada vez mais para o interior da floresta (Dean, 2004).

A mineração, a lavoura e a engorda de gado no Sudeste podem ter eliminado, durante o século XVIII, outros três milhões de hectares da Mata Atlântica (Dean, 2004).

Frente à tamanha devastação em 1810, Von Martius supôs que na região de ouro e diamante, a sudoeste de Minas Gerais, nunca havia existido floresta, e sim vegetação de campos e gramados nativos (Hueck, 1957).

O século XIX foi marcado pelo ciclo do Café (*Coffea arabica* L.), que inicialmente instalou-se na região do Vale do Paraíba e zona da mata mineira, após ter entrado em decadência nessas regiões, passou a ocupar o oeste paulista, onde se consolidou. Esta atividade intensificou a destruição dos recursos da Mata Atlântica, especialmente pelo uso mais intensivo das queimadas para derrubar a floresta, gerando um aumento no crescimento demográfico, na urbanização, industrialização e na implantação de ferrovias, sendo considerada a maior ameaça sofrida pelo Bioma (Taunay, 1935).

Em 1900 havia 650 milhões de pés de café no Estado de São Paulo. Estima-se que, por volta desta época, um milhão de hectares da floresta estadual já haviam sido derrubados para cederem espaços às extensas lavouras (Taunay, 1935).

Em seguida, as atividades industriais foram implantadas e expandiram-se rapidamente, aumentando ainda mais os níveis de desmatamento. A lenha passa a ser consumida em grande escala, principalmente para sustentar a siderurgia. Até a metade do século XX, 265 mil hectares de matas foram derrubados para o abastecimento das indústrias. As locomotivas a vapor também faziam aumentar esses números. Em 1950 as locomotivas a vapor começaram a ser substituídas por locomotivas elétricas e a diesel, o consumo anual de lenha era equivalente a 62 mil hectares de floresta (Souza, 1947).

Atualmente a degradação ambiental ainda ocorre de forma acelerada. Conservação, desenvolvimento e sustentabilidade são algumas das problemáticas da humanidade surgidas do século XXI. Desenvolver sem degradar? Para muitos essa compatibilização ainda não é possível. As atividades antrópicas e a exploração dos recursos florestais têm se mostrado a causa mais atuante na aceleração e no desequilíbrio dos processos ecológicos naturais.

A retirada da vegetação nativa é mais acentuada nos trópicos, onde a taxa de desmatamento cresce a uma velocidade assustadora. Achard et al. (2002) estimaram uma perda florestal de 150 mil km² para toda América Latina entre 1990 e 1997, nesse mesmo período, somente para a Amazônia brasileira, o projeto Prodes mensurou cerca de 100 mil km² de perda florestal. Dados desse projeto demonstram para a Amazônia brasileira taxas brutas de desmatamento, que atingiram 23 mil km² ano⁻¹ entre o biênio

2002-2003 (Prodes, 2010) e 7.464 km², no período de Agosto de 2008 a Agosto 2009 (Prodes, 2010).

No cenário mundial, o Brasil destaca-se com detentor de uma das maiores biodiversidades do planeta, 13% da biota mundial. Diferentes formas de relevo, paisagens, variados climas e uma grande multiplicidade cultural configuram a imensa faixa territorial do país. Grande parte dessa biodiversidade está contida na Floresta Atlântica, que envolve uma série de formações como a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Estacional Decidual e a Semidecidual, além de ecossistemas associados (Lewinsohn e Prado, 2005).

Estimativas indicam que o bioma possui, aproximadamente, 2.300 espécies de vertebrados e 20.000 espécies de plantas vasculares, das quais aproximadamente 740 espécies de vertebrados e 8.000 espécies de plantas vasculares sejam endêmicas, o que representa, respectivamente, 32% e 40% do total de espécies desses grupos no bioma (Mittermeier et al., 2004; Fonseca et al., 2004). Para os primatas, mais de 2/3 das espécies são endêmicas e, para espécies de plantas arbóreas, estima-se que 54% sejam restritas ao bioma (Fonseca et al., 2004).

Embora originalmente a Floresta se estendesse por 1,3 milhões de km², contemplando 17 estados brasileiros (PI, CE, RN, PE, PB, SE, AL, BA, ES, MG, GO, RJ, MS, SP, PR, SC e RS), o equivalente a 15% do território nacional (Leitão-Filho, 1993), atualmente, encontra-se reduzida a remanescentes florestais isolados, restando apenas 7% de cobertura vegetal original, o que a coloca entre os cinco primeiros *hotspots* mundiais (Myers et al., 2000). Segundo a Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2009) foram desmatados 102.938 hectares de cobertura florestal nativa da Mata Atlântica entre os anos de 2005 a 2008. Os dados obtidos neste período mostram que Minas Gerais, Santa Catarina e Bahia foram os Estados onde o desmatamento foi mais acentuado, 32.728 ha, 25.953 ha e 24.148 ha, respectivamente.

Minas Gerais possuía, originalmente, 27.235.854 ha de Mata Atlântica, que cobriam 46% de seu território, pelo levantamento, restam apenas 9,68%, de paisagens fragmentadas e imersas em uma matriz de terras dominadas por pastagens, agricultura, silvicultura, mineração e urbanização (Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009).

As taxas de desmatamento desafiam a legislação brasileira de proteção à Mata Atlântica. Em 2006 mais de 800 unidades de conservação federais e estaduais foram

contabilizadas (Pinto et al., 2006). Entretanto, não são suficientes, áreas de proteção integral cobrem menos de 2% de todo o bioma; áreas de proteção integral (segundo a UICN - União Internacional para a Conservação da Natureza) protegem apenas 24% dos remanescentes; cerca de 75% das áreas protegidas são menores que 100 km², consideradas extremamente pequenas para garantir a persistência de espécies em longo prazo (Silva e Tabarelli, 2000); além disso, dentre as 104 espécies de vertebrados ameaçadas, 57 delas não se encontram em qualquer área protegida (Paglia et al., 2004). Vale ressaltar que 80% da vegetação remanescente da Mata Atlântica brasileira está em mãos de proprietários particulares (Simões, 2009).

A perda de cobertura vegetal da Mata Atlântica é um grave problema, este importante ecossistema apresenta uma alta taxa de endemidade e sua fragmentação tem introduzido uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais. Os fragmentos florestais são áreas de vegetação natural, interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais, capazes de diminuir significativamente o fluxo entre plantas, animais, pólen e sementes. Apesar da importância dos fragmentos florestais na conservação da diversidade biológica, a maior parte deles encontra-se abandonada e em acelerado processo de degradação (Viana, 1990).

A fragmentação da paisagem submete ao ambiente natural mudanças a nível biótico: alteração na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos que conseqüentemente modificam as taxas de recrutamento e mortalidade de plântulas; como também nas condições abióticas, onde são relatados aumento da temperatura e da evaporação, aumento da erosão e o assoreamento dos cursos d'água (Schellas e Greenberg, 1997; Laurance e Bierregard, 1997).

Segundo Rathcke e Jules (1993) a fragmentação do habitat implica, junto com as mudanças ambientais, na redução da abundância local das espécies e no aumento do isolamento entre as populações, afetando deste modo as relações animal-planta, nos processos de dinâmica, de sucessão ecológica e na perda da biodiversidade.

A aplicação de políticas públicas, mecanismos de incentivo e oportunidades econômicas para a proteção e restauração da Mata Atlântica, principalmente através das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), tem servido como um instrumento adicional para o fortalecimento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, pois promovem o aumento da conectividade da paisagem e a proteção de áreas especiais da Mata Atlântica, além de servirem como bases para pesquisas sobre biodiversidade.

A reversão do quadro atual da Floresta requer melhorias na fiscalização e controle dessas áreas, além de políticas públicas adequadas, mecanismos de incentivo fiscais e oportunidades econômicas que aumente o interesse da população em proteger e restaurar a Mata Atlântica.

A restauração da Mata Atlântica certamente dependerá do manejo adequado das espécies e do ecossistema, a fim de garantir a proteção da sua biodiversidade a longo prazo. No entanto, a conservação e a restauração do bioma constituem um grande desafio, uma vez que as estratégias, ações e intervenções necessárias confrontam com as dificuldades impostas pelo estado fragmentado do conhecimento sobre o funcionamento dos seus ecossistemas, num ambiente marcado pela complexidade nas relações, sociais, econômicas e ecológicas.

2.2. RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Ações e práticas conservacionistas são fundamentais para a proteção dos remanescentes florestais. Entretanto não são suficientes para reverter a situação atual em que se encontram os ecossistemas degradados. Deste modo, torna-se necessário uma intervenção mais efetiva e direta, sendo a restauração florestal uma das atividades mais promissoras neste sentido, com capacidade de proporcionar ao sítio degradado condições mínimas para o estabelecimento dos processos ecológicos.

A restauração florestal é uma prática antiga, realizada por diferentes povos, em diversas épocas e regiões, caracterizada pelo plantio de mudas sem fundamentação teórica, que visava especificamente controlar erosões, estabilizar taludes e promover a melhoria visual dos ambientes (Rodrigues e Gandolfi, 2001).

No Brasil, o primeiro registro histórico foi datado no Período Imperial. Problemas de abastecimento de água na cidade do Rio de Janeiro, sede da Coroa Portuguesa, exigiu do governo imperial providências legais para proteção e reflorestamento de matas no entorno de nascentes. A recomposição dos mananciais foi efetuada inicialmente com o transplante de plântulas e pequenos arbustos obtidos em áreas vizinhas. Posteriormente, observando a grande perda de indivíduos, optou-se pela coleta de sementes, formação de mudas em viveiros e seu plantio aleatório nas áreas (Martins, 1988).

Por muito tempo no Brasil, a restauração de uma determinada área degradada se resumia na introdução e plantio de gramíneas e monoculturas de árvores exóticas de

rápido crescimento, como *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.* (Carvalho, 2000). A partir da década de 80, com o desenvolvimento da ecologia da restauração com ciência, o termo passou a ser claramente mais definido, onde os objetivos iniciais eram restaurar ambientes degradados recuperando todas as condições originalmente existentes, com todas as características de uma floresta madura (Rodrigues e Gandolfi, 2001; Engel e Parrota, 2003).

O modelo determinístico proposto por Clements (1916) era a idéia central dos projetos de restauração, neste modelo os biomas ou as comunidades bióticas como sistemas tendem a convergir sempre para um estado de clímax único. Sob esse paradigma, os modelos de recuperação se baseavam na estrutura da comunidade e na composição florística dos remanescentes florestais em melhor estado de conservação para definir a densidade de indivíduos, a quantidade de cada espécie arbórea a ser implantada e a forma de distribuí-las no campo (Rodrigues e Gandolfi, 2001). Assim, através do plantio de mudas de espécies arbóreas tentava-se copiar o almejado estado clímax das áreas naturais (Rodrigues e Gandolfi, 2001). Os projetos pioneiros de restauração utilizavam dados florísticos e fitossociológicos das comunidades vegetais em estágios de sucessão avançado, acreditando que do ambiente restaurado surgiria uma floresta madura e idêntica aquela que existia no passado (Engel e Parrota, 2003).

Posteriormente, foram incorporados ao modelo de Clements (1916) os processos de dinâmica sucessional, de forma que a sucessão passou a ser estudada a nível de ecossistema (Tansley, 1935), associando aos processos sucessionais as relações tróficas, os processos físicos, químicos e biológicos e o fluxo de energia dentro da comunidade (Lindeman, 1942). Como resultado, as espécies de plantas começam a ser caracterizadas quanto às suas exigências abióticas como intensidade luminosa e disponibilidade de nutrientes e quanto às suas características de crescimento e desenvolvimento (Budowski, 1965; Whitmore, 1976). Esta caracterização das espécies resultou na sua classificação de grupos sucessionais, sendo classificadas como pioneiras ou não-pioneiras (Budowski, 1965; Whitmore, 1976). Ao longo do tempo esta classificação foi sendo mais detalhada e foram propostos novos grupos ecológicos como secundárias iniciais da sucessão, secundárias tardias, entre outros (Leitão-Filho, 1993; Tabarelli, et al., 1994; Costa e Mantovani, 1995; Sampaio, 1997).

A classificação sucessional das espécies foi introduzida no delineamento dos plantios de mudas arbóreas, tornando-se a base para a combinação das espécies no campo. No entanto, os primeiros plantios realizados não se importavam com a riqueza e

diversidade dentro desses grupos ecológicos, implantando grandes quantidades de espécies pioneiras. Porém, ao avaliarem os plantios com alta diversidade de espécies, estes obtiveram maior sucesso em termos de aumento de riqueza de espécies regenerantes e recrutamento de outras formas de vida ao longo do tempo. A partir de então, a diversidade passou a ser mais um fator considerado na elaboração de modelos de restauração (Souza e Batista, 2004).

Com o conhecimento acumulado e a experiência adquirida, os princípios teóricos e os objetivos da restauração foram modificados. O modelo de Clements (1916) começa a ser questionado, admitindo-se a idéia do paradigma da natureza em fluxo, na qual as mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, ou seja, não existe uma convergência para um estado de clímax único (Pickett et al., 1992).

Portanto hoje, o objetivo da restauração ecológica tem sido restaurar a integridade biológica dos ecossistemas para que possam ser auto-sustentáveis e suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para seu estabelecimento contínuo. Entretanto, aspectos da sua biodiversidade, estrutura e funcionamento podem mudar como parte do desenvolvimento ecossistêmico normal e podem flutuar em resposta ao estresse e eventos ocasionais de distúrbio de maior consequência (SER, 2004).

Apesar de ser um assunto recente, muitos estudos sobre restauração vêm sendo realizados (Martins, 2007; Martins, 2009a; Melo e Durigan, 2007; Gandolfi et al., 2007a; Gandolfi et al., 2007b; Ivanauskas et al., 2007; Rodrigues e Gandolfi, 2007; Nave e Rodrigues, 2007; Calegari, 2009) porém, os métodos e as idéias ainda são divergentes.

A histórica contradição entre teoria e prática na ecologia da restauração aponta para problemas centrais que vão desde termos adequados, construção de uma base conceitual e o uso de metodologias para análise dos sistemas ecológicos.

Na literatura, pode-se encontrar desde o termo mais usado - “recuperação”, até o mais recentemente proposto, “restauração”, passando por “reabilitação”, “revegetação” e “recomposição”. Aqui, buscar-se-á fazer uma distinção entre recuperação, reabilitação e restauração segundo Lamb e Gilmour (2003) e Martins (2009a), adotando o último termo.

- ✓ *Recuperação*: Restabelecimento da estrutura e da produtividade de uma área degradada. Nesse caso, os benefícios são mais de caráter socioeconômico ou

possuem um aspecto mais funcional (função protetora do ecossistema), o sítio degradado passa a ter uma forma de utilização, de acordo com um plano estabelecido para uso do solo;

- ✓ *Reabilitação*: Restabelecimento da estrutura e da produtividade de uma área que foi degradada. Consiste em atribuir à área uma função adequada ao uso humano. Ao longo do tempo, a função protetora e os serviços ecológicos do ecossistema podem ser restabelecidos, conduzindo-a a uma situação alternativa estável. Espécies exóticas podem ser usadas por razões econômicas ou mesmo ecológicas;
- ✓ *Restauração*: Restabelecimento da estrutura, produtividade e diversidade de espécies. A médio e longo prazo, condições ecológicas favoráveis devem ser criadas a fim de atingir e restabelecer gradualmente os processos e funções ecológicas naturais para que avance a sucessão, até atingir um ecossistema com elevada biodiversidade, que nem sempre culminará em um ecossistema idêntico ao anterior.

De acordo com a definição proposta pela Sociedade Internacional para Restauração Ecológica – SER (2004), “*A restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído*”.

As bases conceituais para a restauração ecológica em florestas tropicais se concentram em três aspectos: sucessão, biodiversidade e a relação planta x animal.

Qualquer ação para restaurar um ecossistema florestal deve ser tomada no sentido de acelerar a sucessão, propiciando o aumento da biodiversidade o mais rápido possível (Moraes, 2005).

Novas alternativas que promovam os processos de dinâmica e acelerem a restauração dos ecossistemas degradados surgiram e têm sido aprimoradas: o uso de poleiros artificiais e a implantação de ilhas de diversidade para a atração da fauna, a fim de aumentar a chuva de sementes na área a ser restaurada (Melo et al., 2000), o resgate e transplante de plântulas, indivíduos jovens e epífitas (Viani et al., 2006; Jakovac et al., 2007), a semeadura direta de espécies nativas (Camargo et al., 2002; Soares, 2007), o resgate e transposição do horizonte orgânico do solo florestal (*topsoil*) que serve como

fonte de propágulos e de matéria orgânica para a recuperação destes ambientes (Viani et al., 2006).

Os plantios mistos de espécies arbóreas nativas representam a intervenção mais comum em áreas degradadas, atuam como catalisadores da sucessão ecológica, (Parrotta et al., 1997), atraem a fauna dispersora através do uso de espécies com dispersão zoocórica e aumentam naturalmente a diversidade vegetal com a chegada de propágulos trazidos pelos dispersores (Holl et al., 2000; Reis e Kageyama, 2003).

Ensaio com leguminosas têm obtido sucesso na revegetação de áreas de pastagens, áreas com subsolo exposto, áreas degradadas por mineração e áreas cobertas por resíduos ácidos. A capacidade das leguminosas em fixar N_2 atmosférico e disponibilizá-lo para as plantas pode auxiliar na manutenção da biodiversidade e na sustentabilidade de ecossistemas nos trópicos. As associações micorrízicas também têm um papel muito importante no aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, especialmente P, em solos ácidos (Franco e Faria, 1997).

O conhecimento da dinâmica das florestas tropicais, em especial a sucessão secundária, juntamente com a categorização das espécies em grupos ecológicos têm sido fundamentais para a otimização dos plantios e dos processos da restauração.

Segundo Denslow (1980) a categorização das espécies arbóreas em grupos ecológicos é determinada de acordo com suas estratégias reprodutivas. Aquelas que se desenvolvem sobre grandes clareiras são denominadas pioneiras, as que se desenvolvem em menor quantidade lumínica e depois alcançam o dossel são as secundárias e aquelas que vivem no sub-bosque, com pouca quantidade de luz, são as clímaxes. Essa classificação é bastante útil para o planejamento de um plantio, pois indica quais espécies teriam maior potencial para conduzir o processo de recolonização de uma área degradada.

Além do uso do conhecimento acumulado sobre a dinâmica das florestas tropicais, é preciso, antes de definir a ação restauradora, identificar o grau de degradação do ecossistema, o histórico de uso do solo e o que efetivamente está impedindo que o sítio degradado regenere naturalmente (Engel e Parrotta, 2003).

A ecologia da restauração passa a ser uma nova área da ciência que oferece a base conceitual para a restauração, fornece o conhecimento geral sobre o funcionamento do ecossistema para a implantação de técnicas restauradoras, o que vai também exigir metodologias relacionadas a sítios e situações específicas (Hobbs e Harris, 2001).

2.3. INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO

Por melhor que sejam implantados os projetos de restauração, estes não garantem que a área restaurada terá ótima capacidade de regeneração. Para avaliar a sustentabilidade desses ecossistemas e se os objetivos dos projetos estão sendo alcançados, são necessários indicadores de avaliação e monitoramento apropriados. Através deles é possível determinar a condição atual da área restaurada e possibilitar o monitoramento das mudanças de suas condições ambientais ao longo do tempo (Martins, 2009a).

Segundo Dale e Beyler (2001) indicadores de avaliação e monitoramento são fenômenos observáveis que refletem as mudanças no estado qualitativo e quantitativo de um sistema ecológico. Tais indicadores podem prover como um sinal de alerta ou servirem como diagnóstico ambiental.

O uso de indicadores de avaliação e monitoramento tem sido muito discutido na busca de critérios e indicadores de uso universal para a avaliação de projetos de restauração (Rodrigues e Gandolfi, 2001).

Alguns critérios gerais para orientar a seleção de indicadores para ecossistemas terrestres são recomendados: a) serem de fácil mensuração; b) serem sensíveis a impactos e responderem a esses de forma previsível; c) atuarem de forma a prevenir impactos maiores; d) preverem mudanças que possam ser evitadas por ações de manejo e e) estarem integrados com as mudanças nas características dos parâmetros ao longo da paisagem (Andreasen et al., 2001; Dale e Beyler, 2001).

Um conjunto muito promissor de indicadores ecológicos tanto para áreas naturais, como restauradas, tem sido usado: diversidade biológica, características estruturais dos estratos vegetacionais, grupos ecológicos, síndromes de dispersão, acúmulo, fluxo e ciclagem de nutrientes e de propágulos no solo e na serapilheira, micro e mesofauna do solo (Jackson et al., 1995; Andersen e Morrison, 1998; Souza, 2000; Longcore, 2003; Martins e Kunz, 2007; Martins et al., 2008; Martins, 2009b).

No Brasil, são poucos os trabalhos que tratam da avaliação do sucesso dos projetos de restauração e da eficiência das técnicas utilizadas até então. Embora os parâmetros mais adequados para tal avaliação ainda não sejam um consenso (Higgs, 1997), a avaliação e o monitoramento das áreas já restauradas são fundamentais para o aprimoramento das metodologias empregadas nos projetos, proporcionando uma maior

segurança nas recomendações de técnicas de restauração bem como, para a criação de um banco de dados que permita avaliar, detalhar e comparar estratégias de restauração de áreas degradadas (Rodrigues e Gandolfi, 2001).

Desta forma, o sucesso da restauração depende da compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas e da capacidade de utilizar o conhecimento na realização dos projetos. Vale ressaltar que os indicadores de avaliação e monitoramento não devem ser vistos como uma técnica que substitua as idéias conservacionistas, mas sim como um recurso que seja capaz de subsidiar melhorias dos habitats para a preservação da diversidade biológica.

2.4. BANCO DE SEMENTES

O termo banco de semente foi utilizado por Roberts (1981) para designar o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área. Para Baker (1989) este reservatório corresponde às sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir plantas adultas que tivessem desaparecido pela morte natural, doenças, distúrbios e até mesmo consumo.

A chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes é a principal fonte de sementes para o banco (Hall e Swaine, 1980). O estoque de sementes, por sua vez, será representado por espécies da vegetação atual, espécies de etapas sucessionais anteriores e espécies que nunca estiveram presentes na área e que passaram a ocupá-la através de agentes dispersores e síndromes de dispersão (Martínez-Ramos e Soto-Castro, 1993). Portanto, a composição do banco de sementes não pode ser previsível pela simples análise da flora presente em uma área de vegetação, apesar de ter influência marcada na futura composição de espécies que irá se estabelecer após distúrbios (Brown, 1992).

A dispersão das sementes geralmente envolve um agente externo, na maioria das vezes animais, mas podem também serem dispersas pelo vento e pela água. Entretanto, existem aquelas espécies capazes de dispersar sua própria semente, chamadas autocóricas e aquelas que caem debaixo da planta mãe através da gravidade, chamadas barocóricas (Van Der Pijl, 1982). Vários estudos demonstram a importância dos animais na dispersão de sementes e na introdução destas em solos florestais, como por exemplo,

as formigas (Passos e Ferreira, 1996), as antas (Roberts e Heithaus, 1986), os roedores (Hopkins e Grahan, 1983) e os gados (Harper, 1977).

A disponibilidade de sementes no banco é caracterizada pela sua permanência no solo e pelos mecanismos de entrada e saída, sendo a entrada determinada pela chuva de sementes que acontece graças aos mecanismos atuante de dispersão e a saída provocada por fatores como a germinação, ataque de microorganismos, predação e perda e viabilidade por envelhecimento, que pode estar associado a uma série de respostas fisiológicas ligadas a estímulos ambientais (temperatura, luminosidade, umidade, etc.) (Siqueira, 2002). Dentre essas respostas fisiológicas, o estresse hídrico e luminoso tem apresentado mudanças no recrutamento. Guitiérrez e Meserve (2003) demonstram que existe uma maior produtividade de sementes em ecossistemas áridos quando aumenta a pluviosidade, enquanto Vázquez-Yanes e Orosoco-Segovia (1994) apontam que o aumento de luz e temperatura estimula a germinação das sementes presentes no solo.

A manutenção das sementes, que são adicionadas ao solo continuamente, requer um gasto considerável de energia, tanto antes quanto depois de serem enterradas, sendo uma estratégia importante, pois o banco de sementes pode minimizar, em populações, o impacto de sementes e plântulas que morreram ou foram predadas e manter sementes de espécies que desapareceram da comunidade (Hutchings, 1986).

O banco de sementes pode ser transitório, com sementes de vida curta, que não apresentam dormência e germinam dentro de um ano após o início da dispersão, ou persistente, com sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano (Garwood, 1989). Segundo Simpson et al., (1989), esta persistência personifica uma reserva do potencial genético acumulado, tendo importante função na manutenção da diversidade genética dos ecossistemas.

Roberts (1973) dividiu as sementes em dois grupos: ortodoxas e recalcitrantes. Sementes ortodoxas são relativamente pequenas, com baixas taxas de metabolismo e respiração, permanecem por um longo período de tempo sob condições de baixa umidade e temperatura. Enquanto as sementes recalcitrantes são geralmente grandes, com altas taxas de metabolismo e respiração, não sobrevivem sob condições secas ou de alta umidade, possuem curto período de viabilidade e sobrevivem em condições especiais de armazenamento. A maioria das sementes das espécies arbóreas de estágios mais avançados de sucessão são recalcitrantes. Como exemplo de sementes ortodoxas cita-se as espécies pioneiras, que entram em atividade quando há a formação de clareiras.

O uso da terra tem efeitos fortes e duradouros na densidade de sementes viáveis estocadas no solo (Dupuy e Chazdon, 1998) podendo influenciar o curso da regeneração florestal e sucessão secundária (Quintana-Ascencio et al., 1996). A regeneração do banco de sementes de plantas daninhas, por exemplo, pode interferir em plântulas de árvores e arvoretas durante os estágios mais iniciais do desenvolvimento da floresta (Kellman, 1974). Entretanto, árvores pioneiras provenientes do banco podem facilitar o estabelecimento de outras espécies mais avançadas na sucessão, provendo melhoria das condições de micro-habitat, como umidade e temperatura (Uhl, 1987), bem como alimento e abrigo para dispersores generalistas (Charles-Dominique, 1986; Quintana-Ascencio et al., 1996).

A ativação do banco de sementes do solo se dá após perturbações no ecossistema, seja por uma simples queda de árvores, abertura de uma clareira ou distúrbios maiores, como os desmatamentos. Esses impactos criam condições para que as sementes de espécies pioneiras e secundárias iniciais estocadas no solo entrem em atividade e colonizem a área perturbada, sendo essenciais para a regeneração da primeira fase de ocupação e cicatrização desses ambientes. As espécies não pioneiras, em geral, germinam logo após serem dispersadas e vão compor o banco de plântulas, outro componente da regeneração natural (Whitmore, 1988).

De acordo com Fenner (1985) espécies pioneiras são dominantes no banco de sementes por possuírem uma importante estratégia biológica para a dinâmica de suas populações, encontrando-se dormentes até que haja condições favoráveis para germinação, permanecendo viáveis no solo por longos períodos. As espécies em estágio mais avançado de sucessão possuem sementes com alto teor de umidade, geralmente não apresentam dormência, são sementes grandes, o que dificulta sua incorporação ao solo, ficando portanto mais expostas a predadores o que diminui sua longevidade (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1993).

A riqueza florística das espécies do banco de sementes, em florestas maduras tende a aumentar significativamente com o aumento da área total amostrada. Opostamente, em florestas em regeneração ou em campos agricultáveis, o número de espécies não aumenta muito com o aumento da área de amostragem (Garwood, 1989).

Desta forma, estudos sobre a densidade e a composição florística do banco de sementes resultam em valiosa ferramenta para o entendimento da dinâmica sucessional, permitindo que sejam feitas inferências no processo de regeneração, podendo subsidiar

técnicas de manejo para conservação da diversidade biológica e restauração de áreas degradadas.

2.5. REGENERAÇÃO NATURAL

O estudo e o entendimento da sucessão florestal tanto em florestas naturais como em áreas antropizadas, estimulam pesquisas que visam compreender a dinâmica das florestas tropicais e mostrar caminhos importantes para aplicação na restauração. A avaliação e o monitoramento da regeneração natural tornam-se uma eficiente ferramenta para avaliar a autossustentabilidade dos ecossistemas restaurados (Rodrigues et al., 2004).

Entende-se por processo de regeneração natural a interação dos processos naturais de restabelecimento do ecossistema florestal. É, portanto, parte do ciclo de desenvolvimento da floresta e refere-se às fases iniciais de recrutamento, sobrevivência e crescimento de um grande número de espécies que possuem diferentes modos de vida e ocupam um papel na sua dinâmica (Carvalho, 1982).

A expressão regeneração natural é definida como sendo o conjunto de descendentes das plantas arbóreas que se encontra entre 0,1 m de altura até o limite de diâmetro estabelecido no levantamento estrutural (Finol, 1971). Neste sentido, o termo regeneração refere-se ao estrato de plântulas e juvenis de espécies arbóreas presente no sub-bosque das florestas.

Portanto, o termo regeneração natural pode ser aplicado tanto ao processo de cicatrização de clareiras naturais ou antrópicas, como também ao estrato que plantas presente no sub-bosque de florestas, independente de seu estado de conservação e de sucessão. Assim, mesmo em um trecho preservado de floresta madura, o estrato de regeneração está presente.

Segundo Campos e Landgraf (2001) a regeneração natural como processo inicia-se pela maturação e germinação da semente, atingindo o estágio de crescimento que suporta a concorrência com as outras espécies. A garantia da permanência de determinada espécie em uma floresta é função direta do número de indivíduos e de sua distribuição nas classes de diâmetro. Desta forma, uma densidade populacional baixa significa que existe possibilidade maior dessa espécie ser substituída por outra no

desenvolvimento da floresta, por razões naturais ou em razão das perturbações ocorridas na área.

Um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração natural é a limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas. Essa limitação pode estar associada a um pequeno número de sementes produzidas e/ou dispersas, ou mesmo a processos pós-dispersão: mudanças nas taxas de germinação, competição, herbivoria, estresse hídrico e microclimático, que alteram a sobrevivência e o crescimento das plântulas (Sartori, 2002).

Em ambientes florestais tropicais, o estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas é influenciado principalmente pela intensidade e qualidade de luz, níveis de competição radicular, umidade, estrutura do solo, pelo padrão de produção e dispersão de sementes, pela ação de predadores e pelas atividades antrópicas (Sartori, 2002).

A regeneração natural após um distúrbio natural ocorre através da contribuição das árvores remanescentes via produção de sementes ou rebrota, pelo recrutamento de plântulas e de sementes presentes no banco de sementes do solo e/ou provenientes da chuva de sementes (Harper, 1977, Uhl et al., 1981, Young et al., 1987, Gandolfi et al., 2007b). Em áreas sujeitas à perturbação antrópica, a contribuição relativa dessas diferentes fontes de regeneração frequentemente se altera.

Segundo Rodrigues e Gandolfi (2001) áreas alteradas por distúrbios naturais ou antrópicos são recolonizadas e provavelmente têm sua diversidade e composição florística diferente da original. Estas alterações poderão afetar as características estruturais da floresta, de modo dependente da intensidade da intervenção.

Áreas degradadas possuem limitações no recrutamento de plântulas devido à baixa disponibilidade de sementes, afetada pela presença e distância de remanescentes florestais, que funcionam como fontes de propágulos e de agentes dispersores (Mesquita et al., 2001).

A regeneração de uma floresta está diretamente ligada aos processos de sucessão ecológica, iniciada pela ocupação do ambiente por espécies pioneiras, e subsequente por espécies de sucessão inicial, tardia e de clímax (Pickett, 1983).

As análises da regeneração natural são feitas através de medições de diâmetro no nível do solo (DAS) e da altura das plântulas e plantas jovens presentes em pequenas parcelas amostrais instaladas na floresta. A estratificação vertical auxilia o entendimento da dinâmica da regeneração natural. Contudo, diversos critérios de inclusão dos indivíduos regenerantes (0,3 a 1,5 m de altura; de 1,5 a 3,0 m de altura;

maior que 3,0 m de altura; DAS menor que 5 cm; DAS maior que 5 cm) e tamanho das amostras (1 x 1 m; 2 x 2 m; 2 x 5 m; 1 x 10 m) têm sido adotados nos estudos e assim calculados os parâmetros fitossociológicos: densidade, frequência, dominância, valor de importância, etc (Martins, 2009a).

A regeneração natural e o banco de sementes são fundamentais para a sobrevivência e manutenção dos ecossistemas florestais. Estudá-los possibilita entender as relações entre as espécies, a densidade destas no estoque da floresta, sua distribuição ao longo da comunidade vegetal, obtendo informações sobre autoecologia, dinâmica, estágio sucessional e efeitos de exploração (Higuchi et al., 1985; Martins, 2001).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHARD, F. et al. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. **Science**, n. 297, p. 999-1002, 2002.
- AIDE, M. T. et al. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. **Biotropica**, v. 28, p. 537-548, 1996.
- ANDERSEN, A. N.; MORRISON, S.C. Myrmecochory in Australia's seasonal tropics: effects of disturbance on distance dispersal. **Australian Journal of Ecology**, v. 23, p.483-491, 1998.
- ANDREASEN, J. K. et al. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v.1, p. 21–35, 2001.
- BAKER, H. G. Some aspects of the natural history of seed banks. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. London: Academic, 1989. p. 5-19.
- BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, p.1603-1612, 1992.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, p. 40-42, 1965.
- CALEGARI, L. **Estudos sobre banco de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal, Carandaí, MG.** 2009. 170f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 4, p. 636-644, 2002.
- CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 143-151, 2001.
- CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará.** 1982. 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1982.

- CARVALHO, P. E. R. Técnicas de recuperação e manejo de áreas degradadas. In: GALVÃO, A. P. M. (Org.) **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais**. Colombo: Embrapa Florestas. 2000. p. 251-268.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guiana. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (Eds.). **Frugivores and seed dispersal**. W. Junk Publishers, Dordrecht. 1986. p.119-136.
- CLEMENTS, F. E. **Plant Succession**: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute of Washington Publication, 1916. 512 p.
- COSTA, L.G.S.; Mantovani, W. Flora arbustivo-arbórea de trecho de mata mesófila semidecídua, na estação ecológica de Ibicatu, Piracicaba (SP). **Hoehnea**, v. 22, p. 47-59, 1995.
- COSTALONGA, S. R. et al. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.
- DALE, V. H.; BEYLER, S. C. Challenges in the development an use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3-10. 2001.
- DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história da devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia da Letras, 2004. 484 p.
- DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47-55, 1980.
- DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica. **Biotropica**, v. 11, p. 223-237, 1998.
- ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Orgs.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. 340 p.
- FENNER, M. **Seed ecology**. New York: Chapman and Hall, 1985. 151 p.
- FINOL, U. H. Nuevos parametros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Florestal Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.
- FLORENTINE, S. K.; Westbrooke, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v. 12, p. 85-94, 2004.

FONSECA, G. A. B. et al. Corredores de biodiversidade: o Corredor Central da Mata Atlântica. In: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (Eds.). **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2004. p. 47-65.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.

FRANCO, A. A.; FARIA, S. M. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 5/6, p. 897-903, 1997.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2009. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=content&action=contentDetail&idContent=392>. Acesso em: 20/03/2010

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest Restoration: Many Views and Objectives. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007a. p.3-27.

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Theoretical Bases of the Forest Ecological Restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007 b. p.27-61.

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

GUTIÉRREZ, J. R.; MESERVE, P. L. El Niño effects on soil seed bank dynamics in north-central Chile. **Oecologia**, v. 134, p. 511-517, 2003.

HALL, J. B.; Swaine, M. D. Seed stocks in Ghanaian forests soils. **Biotropica**, v.12, p.256-263, 1980.

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

HIGGS, E. S. What is good ecological restoration? **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 338-348, 1997.

HIGUCHI, N. et al. Bacia 3 – Inventário diagnóstico da regeneração natural. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 15, n. 1/2, p. 199- 233, 1985.

- HOBBS, R. J.; Harris, J. A.. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v. 9, p. 239-246, 2001.
- HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOPKINS, M. S.; GRAHAN, A. W. The species composition of soil seed banks beneath Lowland Tropical Rainforests in North Queensland, Australia. **Biotropica**, v. 15, n. 2, p. 90-99, 1983.
- HUECK, K. Sobre a origem dos campos cerrados no Brasil e algumas novas observações no seu limite meridional. **Revista Brasileira de Geografia**, n. 19, p. 68-80, 1957.
- HUTCHINGS, M. J. The structure of plant population. In: Crawley, M. J. **Plant ecology**. Oxford: Blackwell, 1986. p. 96-136.
- 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. (Orgs). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 61 - 63.
- JACKSON, L.; LOPOUKHINE, N.; HILLYARD, D. Ecological restoration: a definition and comments. **Restoration Ecology**, v.3, n.2, p.71-75, 1995.
- JAKOVAC, A. C. C.; VOSQUERITCHIAN, S. B.; BASSO, F. Epiphytes transplant to improve the diversity of restored areas. In: *Anales del II Simposio Internacional sobre restauración ecológica*, 2007, Cuba. **Anais...** Cuba, 2007.
- KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. de A. A sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, n. 41/42, p. 83-93, 1989.
- KELLMAN, M. C. The viable weed seed content of tropical agricultural soils. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 11, p. 669-677, 1974.
- KNOWLES, O. H.; PARROTTA, J. A. Amazonian forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. **Commonwealth Forestry Review**, v. 74, p. 230-243, 1995.
- LAMB, D.; GILMOUR, D. **Rehabilitation and restoration of degraded forests.**, Gland, Switzerland: IUCN, 2003. 110 p.
- LAURANCE, W. F.; BIERREGARD, R.O. **Tropical forest remnants**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615p.

- LEITÃO-FILHO, H. F. **Ecologia da Mata atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: Universidade Estadual Paulista e Universidade de Campinas, 1993. 184p.
- LEWINSONHN, T. M.; PRADO, P. I. Quantas espécies há no Brasil? In: Silva, J. M. C. **Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil**. Belo Horizonte, 2005. p. 36-42.
- LINDEMAN, R. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, p. 399-418, 1942.
- LONGCORE, T. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). **Restoration Ecology**, v. 11, n. 4, p. 397-409, 2003.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 299-318, 1993.
- MARTINS, H.F. **Relatório técnico para avaliação dos projetos de reflorestamento no município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Feema/Pronol/Condir, 1988.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: Ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009a. 270 p.
- MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M. V. (Ed.). **Forest Regeneration: Ecology, Management and Economics**. Nova York: Nova Science Publishers, v. 1, 2009b. p. 113-128.
- MARTINS, S. V. et al. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore** ^{JCR}, v. 32, p. 1081-1088, 2008.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007. 255 p.
- 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. (Orgs). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 261-273.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, n.73, p. 101-111, 2007.

- MELO, V. A. et al. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista Árvore**, v. 24, n. 3, p. 235-240, 2000.
- MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal Ecology**. v. 89, p. 528-537, 2001.
- MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited**: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. Mexico City: CEMEX. 2004.
- MORAES, L. F. D. de. **Indicadores da Restauração de Áreas Degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ**. 2005. 128f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2005.
- MORI, S. A., BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest species. **Brittonia**, v. 33, p. 233-245, 1981.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**: v. 403, p. 853-845, 2000.
- 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. (Orgs). **High Diversity Forest Restaoration in Degraded Áreas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 77-103.
- PAGLIA, A. et al. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. 2004, Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e Rede Pró- Unidades de Conservação. **Anais...** Curitiba, 2004, p. 39-50.
- PASSOS, L.; FERREIRA, S. Ant dispersal of *Croton priscus* (Euphorbiaceae) seeds in a Tropical Semideciduous Forest in southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 28, n. 4b, p. 697-700, 1996.
- PICKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Tropical Ecology** , v. 24, n. 1, p. 69-84, 1983.
- PICKETT, S. T. A; PARKER, V. T.; FIEDLER, L. The New Paradigm In Ecology: Implications For Conservation Biology Above The Species Level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S.K. (Eds.). **Conservation Biology: The Theory And Practice Of Nature Conservation, And Management**. New York: Chapman And Hall, 1992. p.65-68.
- PRODES. 2010. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes>. Acesso em: 05/02/2010

- PADOVEZI, A. **O processo de restauração ecológica de APP's na microbacia do Campestre, Saltinho – SP: uma proposta de diálogo entre conhecimentos.** 2005. 257f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; Wunderle Jr, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 21-42, 1997.
- PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C. F. D. et al. **Biologia da conservação: essências.** São Carlos: RiMa, 2006. p. 91-118.
- PUERTA, R. Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. **Scientia Forestalis**, v. 62, p. 32-39, 2002.
- QUINTANA-ASCENCIO, P.F. et al. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from Milpa fields at the Selva Locandona, Chiapas, México. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 192-209, 1996.
- RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. **Current Science**, v. 65, p. 273-277, 1993.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Orgs.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 91-110.
- ROBERTS, E. H. Predicting the storage life of seeds. **Seed Science and Technology**, Zurich, v.1, p.499-514, 1973.
- ROBERTS, H. A. Seed banks in the soil. In: _____. (Ed.). **Advances in Applied Biology.** Cambridge: Academic Press, 1981. p.1-55.
- ROBERTS, J. T.; HEITHAUS, E. R. Ants rearrange the vertebrate-generated seed shadow of a neotropical feg tree. **Ecology**, v. 67, p. 1046-1051, 1986.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. D. E. F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: Edusp/ Fapesp, 2001. p. 233-247.
- RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; BARROS, L. C. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest ecology and management**, v. 190, p. 323-333, 2004.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restoration Actions. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 77-103.

SAMPAIO, P. D. **Florística e estrutura de Floresta Atlântica secundária: Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, Ilha Grande, RJ**. 1997. 113f. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade de São Paulo. São Paulo, 1997.

SARTORI, M. S. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. Localizado no estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 86-103, 2002.

SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington; Island Press, 1997. 426p.

SER - Sociedade Internacional para Restauração Ecológica. **Fundamentos de Restauração Ecológica**, 2004. 15p.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, V. 404, p. 72-74, 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. (ed) **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 3-7.

SIMÕES, L. L. **Mata Atlântica: herança em perigo**. São Paulo: WWF Brasil, 2009. Disponível em:
http://assets.wwfbr.panda.org/downloads/brochure_bosque_atlantico12_1.pdf. Acesso em: 05/02/2010.

SIQUEIRA, J. D. P. Expressão econômica e social das essências nativas. In: Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 1., 1982, Campos do Jordão, SP. **Anais...**, São Paulo: Instituto Florestal, 1982. p.1444-1459.

SIQUEIRA, L. P. de. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOARES, P. G. **Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial e abundância natural de 15N em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta**. 2007. 69 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

SOUZA, F. M.; Batista, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p.185-200, 2004.

SOUZA, F. M. de. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da Regeneração natural em áreas restauradas**. 2000. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

SOUZA, P. H. Monitoramento de Recursos Hídricos na RPPN-Fazenda Bulcão. **Relatório Técnico**. Aimóres, 2006. 26p.

SOUZA, W.W. C. A derrubada das matas em São Paulo. **Revista Florestal**, v. 6, p. 18-24, 1947.

TABARELLI M.; SILVA J. M. C.; GASCON C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, p. 284-307, 1935.

TAUNAY, A. E. Os primeiros cafezais do oeste de São Paulo. **Revista do Instituto do Café**, v. 2, p. 626-631, 1935.

UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Jounal Ecology**, v. 75, p. 377-407, 1987.

UHL, C. et al. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Jounal Ecology**, v. 69, p. 631-649, 1981.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 161p.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 69-87, 1993.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Signals for seeds to sense and respond to gaps. In: CALDWELL, M.; PEARCY, R. **Exploitation of environmental heterogeneity by plants: ecophysiological processes above and below ground**. New York: Academic Press, 1994. p. 209-236.

VIANNA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: VIANNA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. (Eds). **Anais do Congresso Florestal Brasileiro**. Campos do Jordão, SBS/SBBF, 1990. p. 113-118.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moisture Forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Eds). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, D.C: Island Press, p. 151-167. 1996.

VIANI, R. A. G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. . In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs). **High Diversity Forest Restaoration in Degraded Áreas: Methods and Projects in Brasil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 145-170.

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

WHITMORE, T.C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P. B.; ZIMMERMANN, M. H. **Tropical trees as living systems**. Cambridge: Cambridge University Prees, 1976. p.639-649.

WHITMORE, T. C. Forest dynamics and questions of scala.. In: Hadley, M. E. **Rain Forest Regeneration and Management**. Paris: Int. Union of Biology Science. 1988. p. 13-17.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamincs during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, p.157-163, 1987.

CAPÍTULO 1

AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM ÁREAS RESTAURADAS NA RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NACIONAL – RPPN FAZENDA BULCÃO, AIMÓRES, MG

RESUMO:

O banco de sementes do solo das áreas degradadas é fator determinante na regeneração natural destes ecossistemas. Com o objetivo de avaliar o banco de sementes e compreender os aspectos da dinâmica sucessional de quatro áreas restauradas foram amostradas 30 parcelas de 30 cm (comprimento) por 25 cm (largura), e 7 cm de profundidade, totalizando 750 cm² de amostra de solo em cada área. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos etiquetados e levadas para a casa de vegetação do Horto do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Viçosa. A casa de vegetação foi isolada com telas de nylon com 50% de sombreamento. As plântulas emergentes foram irrigadas diariamente e contabilizadas quinzenalmente entre os meses de julho de 2008 e julho de 2009. Foram calculados a diversidade de Shannon-Weaver e a equabilidade de Pielou, a riqueza específica e a densidade de sementes germinadas. Após a identificação, as espécies foram classificadas de acordo com a síndrome de dispersão, forma de vida e categorias sucessionais. Considerando todas as áreas avaliadas, germinaram 3113 indivíduos, distribuídos em 26 famílias, 57 gêneros e 96 espécies. Aproximadamente 31% dos indivíduos amostrados correspondem à *Setaria vulpiseta*, que foi encontrada em todas as áreas amostradas, com maior densidade de indivíduos nas áreas 1 e 2. Os menores valores de diversidade e equabilidade foram encontrados nas áreas 1 ($H' = 2,58$ e $J' = 0,65$) e 2 ($H' = 2,64$ e $J' = 0,64$). Na compilação dos dados referentes às quatro as áreas, a forma de vida herbácea, a síndrome de dispersão anemocórica e espécies pioneiras foram as que mais se destacaram no estudo. Desta forma, apesar de necessitarem ainda de intervenções no sentido de acelerar a restauração florestal, as ações implantadas nas áreas até agora tem trazido um incremento ecológico, através da cobertura do solo, da formação de dossel e do aumento da diversidade vegetal.

CHAPTER 1

EVALUATION OF SOIL SEED BANK IN RESTORED AREAS AT THE PRIVATE RESERVE OF NATIONAL PATRIMONY – RPPN FAZENDA BULCÃO, AIMÓRES, MG

ABSTRACT:

The soil seed bank of degraded areas is a determining factor to regenerate those eco systems. With the aim of evaluating the seed bank and understanding aspects of successional dynamics of four restored areas we sampled 30 parcels measuring 30 cm long by 25 cm wide with a depth of 7 cm, totaling 750 cm² of soil samples in each area. The samples were stored in plastic bags, labeled and taken to the vegetations house at the Biology Department at Viçosa Federal University. The vegetations house was isolated with a 50% shading factor nylon net. The emerging seedlings were irrigated daily and counted every two weeks from July 2008 to July 2009. Shannon-Weaver diversity, Pielou equability, specific wealth and density of germinated seeds were calculated. After identification the species were classified according to dispersion syndrome, life form and successional categories. From all the areas studied, 3113 individuals germinated from 26 families, 57 genders and 96 species. About 31% of the individuals are related to *Setaria vulpiseta*, which were found in all the sampled areas, with higher individual density in areas 1 and 2. The lowest diversity and equability were found in the areas 1 ($H' = 2,58$ e $J' = 0,65$) and 2 ($H' = 2,64$ e $J' = 0,64$). After compiling all data from the four areas, herbaceous life forms, anemocoric syndrome dispersion and pioneer species were more abundant according to the study. Even though more intervention is needed in order to accelerate forest restorations, the actions implemented in the areas have brought an ecological improvement through soil covering, canopy formation and an increase in vegetal diversification.

1.1 - INTRODUÇÃO

O banco de sementes do solo é composto por um estoque de sementes não germinadas, viáveis, presentes no solo ou na serapilheira, que podem apresentar vida curta e germinarem dentro de um ano após sua dispersão ou persistirem em estado de dormência até receberem condições favoráveis para germinação (Harper, 1977; Garwood, 1989).

Este componente florestal está diretamente relacionado aos processos de regeneração das comunidades vegetais, pois representa uma das fontes principais de recrutamento dos indivíduos nas fases iniciais de sucessão, promove o estabelecimento dos grupos ecológicos, representa uma carga genética potencial, sendo responsável pela manutenção e restauração da diversidade das comunidades vegetais ao longo do tempo (Harper, 1977; Young et al., 1987).

Em florestas tropicais, a composição florística e a densidade do banco de sementes são influenciadas basicamente por dois mecanismos: a entrada de diásporos através da chuva de sementes e a saída, que inclui fatores pós-dispersão como a predação, ação de patógenos e germinação (Harper, 1977; Grombone-Guaratini e Rodrigues, 2002).

Alterações temporais na composição florística de uma comunidade vegetal, variações sazonais na frutificação e na dispersão influenciam na abundância de sementes, no número de espécies e nas formas de vida disponíveis no solo de uma comunidade durante o ano ou de ano para ano (Young et al., 1987, Alvarez-Buylla e Martínez- Ramos, 1990).

Segundo Whitmore (1988) distúrbios na vegetação podem influenciar diretamente na riqueza e densidade de sementes do banco, bem como nos processos de sucessão. Esses distúrbios (abertura de clareiras, corte de árvores, queimadas, atividades agropastoris, etc), são capazes de induzir a germinação através das mudanças térmicas e luminosas.

No entanto, após algum distúrbio, a existência do banco de sementes é uma das primeiras condições para que se inicie a sucessão secundária, condicionando à vegetação espécies cujas sementes estão presentes no solo, ou que chegam via dispersão. Dessa forma, sua ausência é um fator limitante na recuperação natural dos ecossistemas (Campos e Souza, 2003).

Em ambientes florestais a composição do banco de sementes dá-se, principalmente, por espécies do grupo das pioneiras (Leal-Filho, 1992; Martins e Silva, 1994). Segundo os autores, o mecanismo de disseminação das sementes dessas espécies é muito eficiente, são pequenas, intolerantes a sombra e capazes de alcançar longas distâncias. As secundárias tardias são tolerantes à sombra na fase jovem e se tornam intolerantes à medida que crescem. No estágio clímax, as espécies são mais tolerantes à sombra na fase adulta e apresentam abundância na regeneração natural, na sua maioria, apresentam sementes grandes e de vida curta, sendo dependentes da fauna para dispersão (Baider et al., 1999).

O estudo do banco de sementes tem se mostrado uma técnica bastante promissora para a restauração de ecossistemas. Trata-se de uma avaliação relativamente rápida e de baixo custo, capaz de fornecer dados sobre a regeneração natural e definir estratégias que acelerem o processo de sucessão ecológica nas áreas restauradas (Rodrigues e Gandolfi, 1998; Martins, 2007; Martins, 2009).

Desta forma, este estudo teve por objetivo caracterizar a composição florística e a densidade do banco de sementes do solo de quatro áreas submetidas a diferentes intervenções de manejo, bem como, identificar as formas de vida, as categorias sucessionais e as síndromes de dispersão das espécies amostradas e o potencial do banco de sementes de cada ambiente para a regeneração natural, a fim de subsidiar técnicas de manejo e de restauração de áreas degradadas.

1.2 - MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 - Área de Estudo

As amostras de solo para avaliação do banco de sementes foram obtidas na Fazenda Bulcão, administrada pelo Instituto Terra, no município de Aimorés, Minas Gerais, localizado entre as coordenadas $19^{\circ}22'45''\text{S}$ / $41^{\circ}25'45''\text{W}$ e $19^{\circ}56'95''\text{S}$ / $40^{\circ}58'40''\text{W}$ (Figura 1.1).

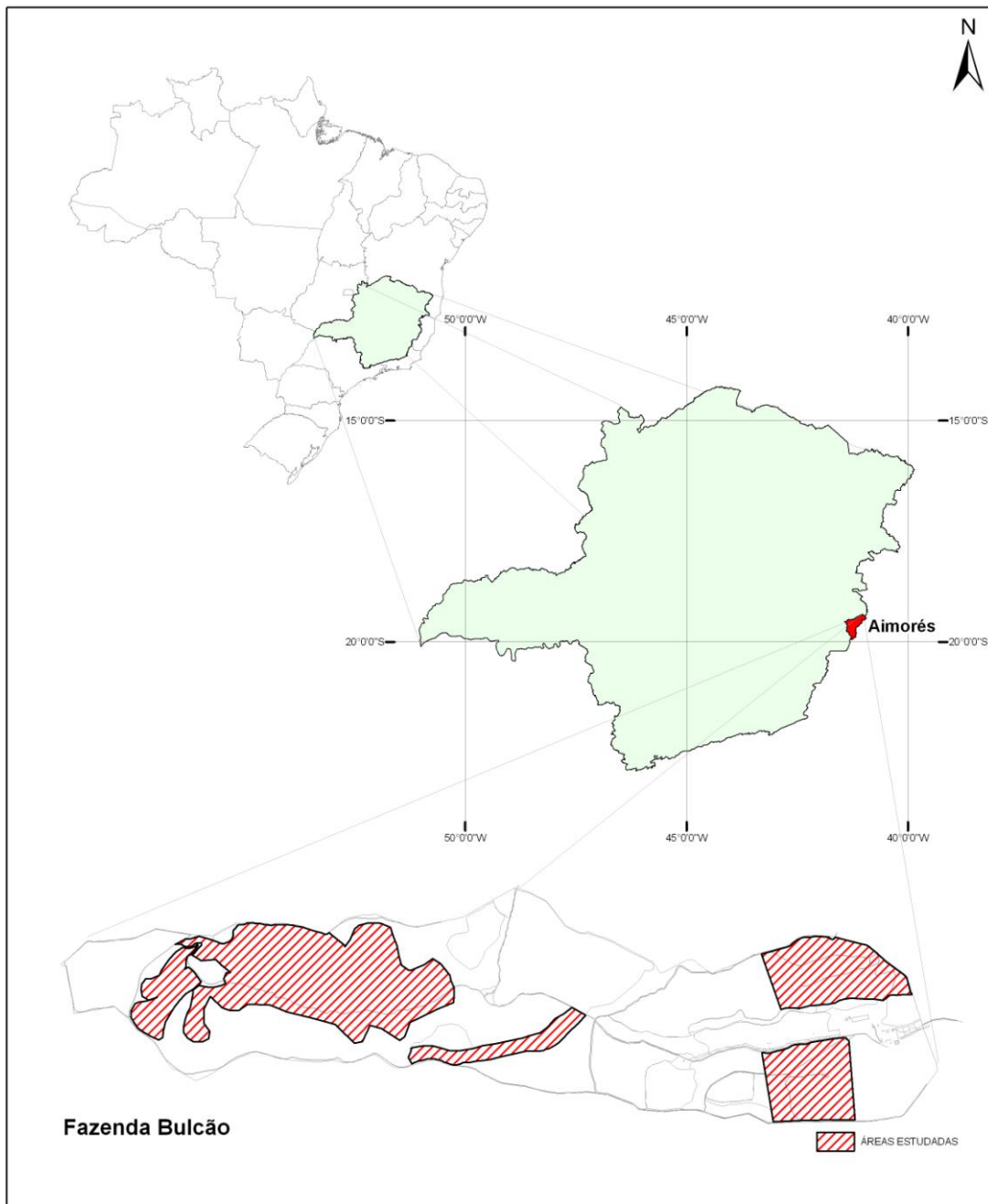


Figura 1.1 - Localização do município de Aimorés no estado de Minas Gerais e da Sede da Fazenda Bulcão.

O Instituto Terra possui um dos mais importantes projetos de restauração florestal no Sudeste do Brasil. Fundado em 1999, no município de Aimorés - MG, o Instituto é a primeira RPPN - Reserva Particular de Patrimônio Natural, criada em uma área degradada. Possui 676 ha, nos quais, até o ano de 2005, foram plantadas 960 mil mudas de espécies florestais em 310 hectares, o que representa 45% da área total da propriedade reflorestada (Souza, 2006).

A formação geológica da região é pré-cambriana, com predominância pedológica dos latossolos. O relevo é predominantemente ondulado e com altitude que varia de 83 a 1.118 metros (IBGE, 2010).

Segundo Köppen (1948) a região apresenta clima tropical de altitude, que corresponde ao tipo Cwa, com precipitação anual média de 953 mm, evapotranspiração de 1.224 mm, temperatura anual média de 28° C e umidade relativa anual média de 65% (EMATER-MG, 1997).

A área de estudo possui uma extensão de 709,84 hectares, dos quais 676 hectares são reconhecidos como Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Fazenda Bulcão, pela Portaria do Instituto Estadual de Florestas/MG N° 081 (Costa e Silva et al., 2005). A formação florestal original e os pequenos remanescentes enquadram-se na tipologia Floresta Estacional Semidecidual (Veloso et al., 1991).

Fundado em 1999, o Instituto Terra faz parte de um projeto de restauração florestal da Mata Atlântica, onde anteriormente havia áreas de pastagens destinadas à criação de gado. Em 1999 iniciaram os plantios de espécies arbustivo-arbóreas, entre exóticas e nativas, distribuídas ao longo de toda a propriedade. Atualmente, utiliza-se apenas espécies nativas para reflorestamento e técnicas de manejo são adotadas para as espécies exóticas plantadas inicialmente. Até 2009 foram plantadas 1.572.760 mudas de espécies florestais em 552,8 hectares, o que representa 77,87% de área da propriedade.

As coletas do banco de sementes foram realizadas em quatro áreas distintas, submetidas a tratamentos de diferentes intensidades (Figura 1.2 – A, B, C e D e 1.3):

*Área 1 – *Raposinho 2002*. Possui 41 hectares apresentando poucos sinais de erosão com presença do capim raposinho (*Setaria vulpiseta* (Lam.) Roem. e Schult.). Neste projeto foram plantadas diversas espécies arbóreas, predominantemente *Acacia* sp., no ano de 2002, com espaçamento de 3,0 x 3,0m e a utilização de 200 gramas de superfosfato simples por cova. A área foi roçada de três a quatro vezes por ano e o tratamento encerrado em 2006.

*Área 2 – Peroba 2000. Possui uma área de 35 hectares com poucos sinais de erosão. Foram introduzidas mudas de espécies nativas e exóticas, principalmente do gênero *Acacia* sp. O espaçamento utilizado foi uma área quadrada de lado igual a 3 m com a utilização de 200 gramas de superfosfato simples por cova. No ano de 2004, foram realizadas técnicas de manejo e retirados os indivíduos do gênero *Acacia*.

*Área 3 – Capoeira sem manejo. Apresenta uma área de 125 hectares os quais estão sob processo de regeneração natural a aproximadamente 35 a 40 anos, sem nenhum tipo de intervenção de manejo. Observa-se, principalmente nas grandes clareiras, a infestação da taquarinha (*Guadua angustifolia* Kunth).

*Área 4 – Regeneração 2002. Possui 13 hectares, baixa declividade e poucos sinais de erosão. É uma área regenerante, onde no ano de 2002 realizou-se de forma dispersa, sem espaçamento definido, o plantio de espécies florestais nativas da Mata Atlântica. Foi realizado até o ano de 2006, capina e a desrama para controle das plantas invasoras.



Figura 1.2 - Imagem das quatro áreas submetidas a intervenções de manejo distintas na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG: Área 1 – Raposinho 2002 (A), Área 2 – Peroba 2000 (B), Área 3 - Capoeira sem manejo (C) e Área 4 – Regeneração 2002 (D).

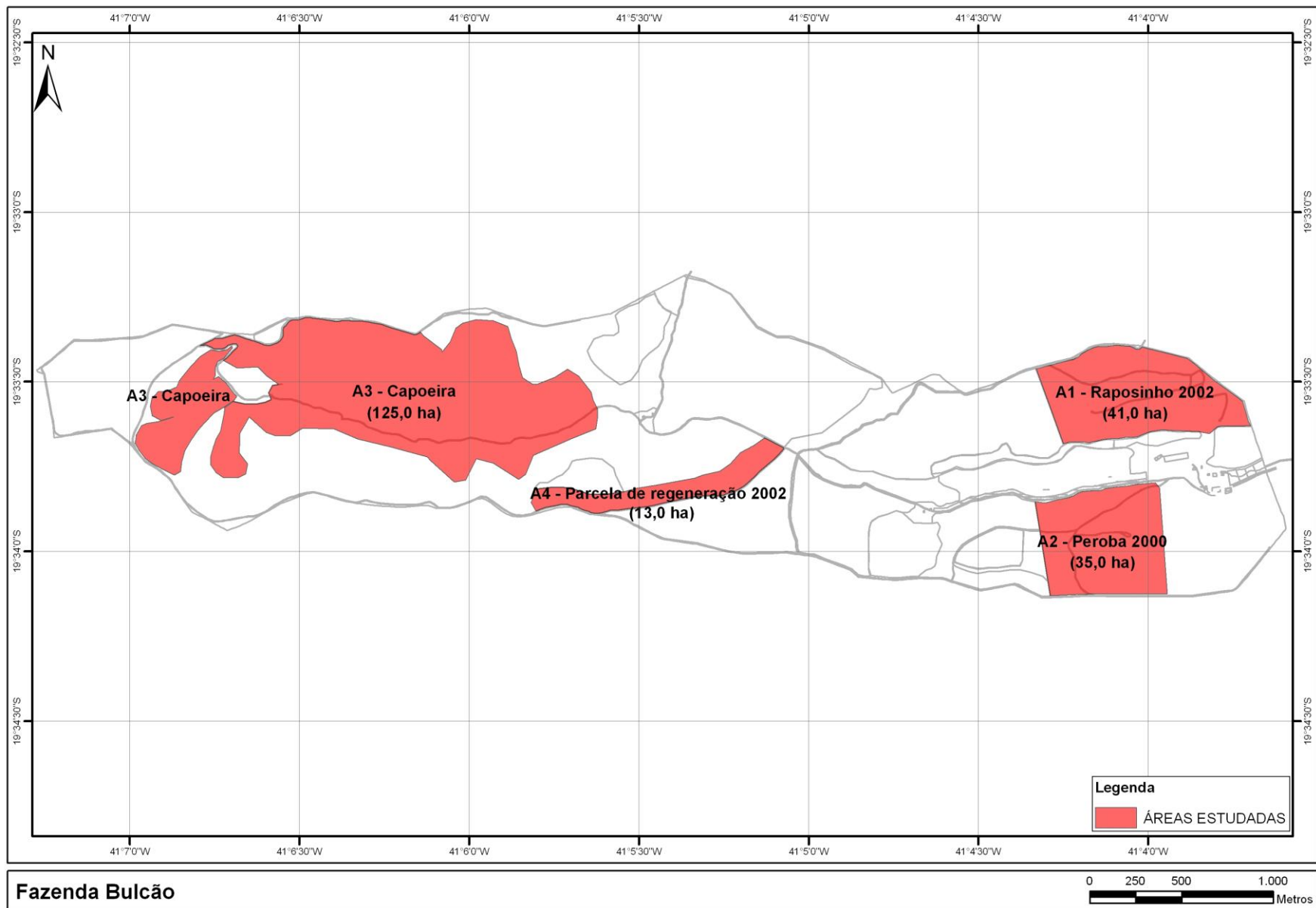


Figura 1.3 – Mapa das quatro áreas estudadas na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, destacadas em vermelho: Raposinho 2002; Peroba 2000; Capoeira sem manejo e Regeneração 2002.

1.2.2 - Metodologia

Nas quatro áreas amostradas: Área 1; Área 2; Área 3 e Área 4, foram instalados, sistematicamente, 5 transectos de 2 x 110 metros, espaçados por 10 metros e distantes 100 metros da borda. Os transectos foram subdivididos em 10 parcelas de 2 x 2 metros cada, eqüidistantes 10 metros, totalizando 50 parcelas e um total amostrado de 200 m² por área. Das 50 parcelas amostradas em cada área anteriormente citada, 30 parcelas foram sorteadas aleatoriamente e posteriormente coletada um amostra de solo dentro de cada parcela sorteada, com o auxílio de um gabarito de madeira de 30 cm x 25 cm, por 7 cm de profundidade, um enxadão e uma pá de jardinagem, dessa forma em cada parcela amostrou-se 750 cm² e um volume de 5250 cm³, totalizando 0,157 m³ de solo coletado em cada área (Figura 1.4 e 1.5 - A,B,C e D)

A coleta das amostras de solo superficial foi realizada no mês de julho de 2008 e o material coletado foi armazenado em bandejas plásticas, devidamente etiquetadas e identificadas com plaquetas plásticas referentes à parcela da qual foi coletado. Folhas e galhos recém-caídos foram excluídos da amostragem, ficando apenas a serapilheira já em estágio de decomposição (Figura 1.4-E).

As bandejas plásticas contendo as amostras destorroadas foram colocadas dentro de sacos plásticos etiquetados e levadas para a casa de vegetação do Horto do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Viçosa.

A casa de vegetação foi isolada com telas de nylon que proporcionam 50% de sombreamento, com o objetivo de manter uma luminosidade uniforme e proteger contra chegada de propágulos alóctones sobre as amostras. Para maior segurança, distribuiu-se bandejas com areia esterilizada, a fim de detectar uma possível contaminação de sementes que ocasionalmente poderiam penetrar pelos poros das telas.

As plântulas emergentes foram contadas quinzenalmente, identificadas e retiradas imediatamente após seu registro, durante os meses de julho de 2008 a julho de 2009. As amostras foram irrigadas diariamente e com o intuito de estimular a germinação foi realizado o revolvimento do solo foi realizado após seis meses do início do experimento.

A identificação taxonômica das plântulas foi feita através de consulta a especialista, consulta a bibliografia específica e comparação com material do Herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa. As famílias, gêneros e espécies foram listados em ordem alfabética utilizando a classificação do APG II (2003). Os nomes das espécies

e seus respectivos autores foram confirmados e atualizados por meio de literaturas especializadas e através das informações disponíveis no site do Missouri Botanical Garden (Mobot, 2010).

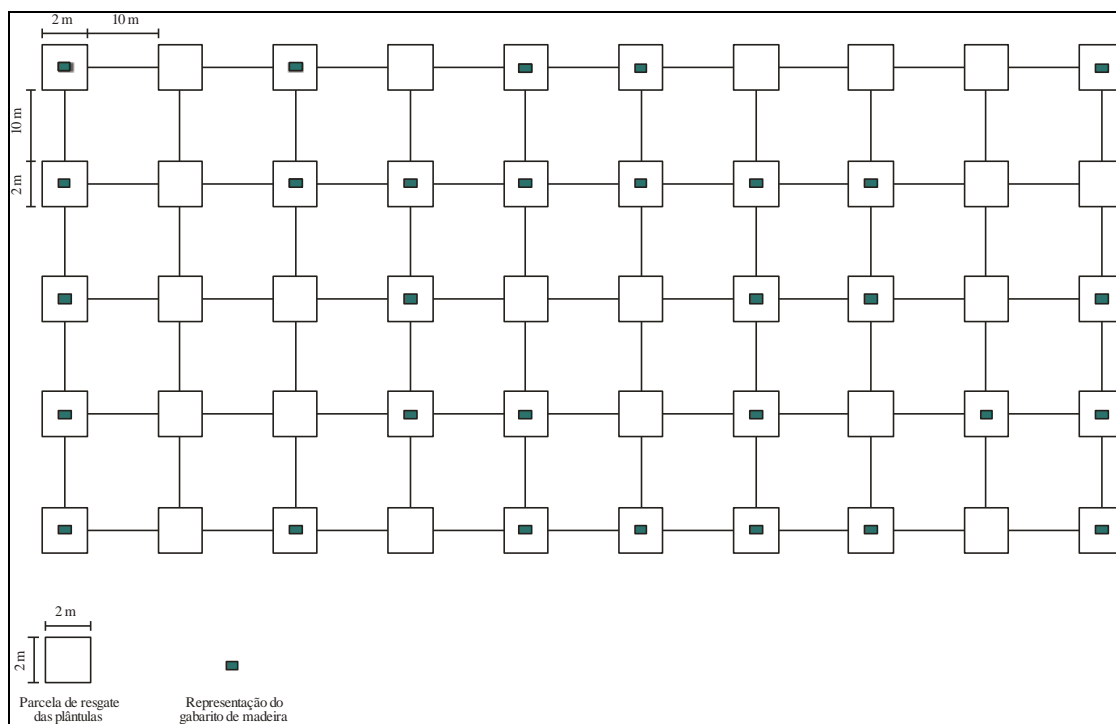


Figura 1.4 - Esquema da distribuição das parcelas sorteadas para coleta de solo para o estudo do banco de sementes na RPPN Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Após a identificação, as espécies foram classificadas de acordo com a síndrome de dispersão conforme Van Der Pijl (1982) e Barroso et al., (1999) e quanto as categorias sucessionais, segundo Budowski (1965), seguindo citações de Baider et al., (1999), Tabarelli e Mantovani (1999), Pezzopane (2001), Lorenzi (2002), Silva et al., (2003, 2004) e Franco (2005).

Para o processamento dos dados referentes à florística foi utilizado o software Excel (2007). Foram calculados o índice de Shannon-Weaver e a equabilidade de Pielou (Brown e Zar, 1984),

As diferenças na densidade de sementes e número de espécies germinadas entre as áreas foram analisadas através da análise de variância (ANOVA) conduzida pelo programa SPSS 15.0 e a comparação das médias de densidade e riqueza do banco de sementes nas quatro áreas pelo teste de Tukey (Warr, et al., 1993). Em todos os testes, o nível de significância adotado foi de $p \leq 0,05$.



Figura 1.5 – Etapas do processo de amostragem e coleta do solo para avaliação do banco de sementes da RPPN – Fazenda Bulcão, MG: (A) Alocação do gabarito de madeira dentro da parcela sorteada; (B) Uso do enxadão e gabarito de madeira para demarcar a amostra; (C) Coleta do solo amostrado; (D) Armazenamento do solo em bandeja plástica e (E) Material coletado, etiquetado e depositado na casa de Vegetação do Horto do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Viçosa.

1.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando todas as áreas avaliadas, germinaram 3.113 indivíduos, distribuídos em 26 famílias, 57 gêneros e 96 espécies (Tabela 1.1). Do total de espécies, 8 foram identificadas em nível de gênero, 3 em nível de família e 27 espécies permaneceram indeterminadas, devido à ausência de material fértil. A maioria das espécies não identificadas foram herbáceas e subarbustivas, grupos que geralmente possuem difícil identificação e, são, portanto, excluídos em alguns estudos (Baider et al., 1999; Nave, 2005; Schere e Jarenkow, 2006), que avaliam o banco de sementes. Vale ressaltar que apesar de ser um grupo de difícil identificação, as herbáceas geralmente devem ser avaliadas, pois, apresentam alta densidade de indivíduos e são fundamentais no processo de sucessão, atuando no primeiro estágio dos ambientes alterados. Além disso, dentro deste grupo, determinadas espécies como algumas trepadeiras e gramíneas agressivas podem gerar um modelo de inibição nos estádios iniciais da sucessão.

De forma geral as famílias com maiores riqueza específica foram Asteraceae, com 15 espécies, Fabaceae (8 espécies) e Poaceae (6 espécies), as outras famílias restantes somam um total de 40 espécies (Figura 1.6). Ao analisar separadamente as 4 áreas, o resultado obtido para riqueza específica de família foi o mesmo, variando apenas no número de espécies.

Tabela 1.1 – Relação de densidade de indivíduos das espécies amostradas no banco de sementes do solo das quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, em ordem alfabética de família, gêneros e espécies, suas respectivas formas de vida, síndromes de dispersão, categorias sucessionais: FV = Forma de vida (Her=herbácea; Arv=Arbórea; Arb=Arbustiva; Cip=Cipó; Bam=Bambu e Ind=Indeterminada); SD = Síndrome de dispersão (Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; Bar=Barocórica e Ind=Indeterminada); CS = Categoria Sucessional (H=ervas; P=Pioneira; SI=Secundária Inicial; ST=Secundária Tardia e Ind=Indeterminada); NI = Número de indivíduos; A1 = Área 1; A2 = Área 2 ; A3 = Área 3 ; A4 = Área 4; T = soma do total de indivíduos e % = Porcentagem do total de indivíduos amostrados.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	FV	SD	CS	NI				T	(%)
				A1	A2	A3	A4		
Acanthaceae									
<i>Justicia</i> sp.	Her	Aut	H	0	0	5	23	28	0,90
Amaranthaceae									
<i>Achyranthes aspera</i> L.	Her	Zoo	H	199	74	0	0	273	8,77
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Her	Ind	H	0	2	0	0	2	0,06
Anacardiaceae									
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Fr. All.	Arv	Ane	ST	0	8	0	0	8	0,26

Continua...

Tabela 1.1 – Cont.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	FV	SD	CS	NI				T	(%)
				A1	A2	A3	A4		
Asteraceae									
<i>Blainvillea rhomboidea</i> Cass.	Her	Ane	H	3	26	0	10	39	1,25
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Polak.	Her	Ane	H	0	0	0	2	2	0,06
<i>Chromolaena squalid</i> (DC)R.M.King e H.Rob	Arb	Ane	P	2	2	8	0	12	0,39
<i>Conyza bonariensis</i> L.	Her	Ane	H	6	0	3	3	12	0,39
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Her	Ane	H	2	5	0	0	7	0,22
<i>Crepis japonica</i> Benth	Her	Ane	H	2	6	1	0	9	0,29
<i>Eclipta alba</i> L. Hassk	Her	Ane	H	2	8	0	4	14	0,45
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth.	Her	Ane	H	1	0	0	0	1	0,03
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Her	Ane	H	4	0	0	0	4	0,13
<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	Arb	Ane	Ind	0	0	2	7	9	0,29
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Her	Ane	H	0	1	0	0	1	0,03
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Her	Ane	H	5	0	2	1	8	0,26
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Her	Ane	H	0	1	0	0	1	0,03
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L	Her	Ind	H	3	2	7	6	18	0,58
<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron.	Her	Ind	H	95	41	0	2	138	4,43
Bignoniaceae									
<i>Tabebuia</i> sp.	Arb	Ane	H	1	0	0	5	6	0,19
Boraginaceae									
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Arb	Ane	P	35	1	4	6	46	1,48
Cannabaceae									
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Arv	Zoo	P	42	26	29	11	108	3,47
Commelinaceae									
<i>Commelina erecta</i> L.	Her	Aut	H	0	1	38	0	39	1,25
Convolvulaceae									
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urban.	Cip	Ind	Ind	0	1	4	3	8	0,26
Cyperaceae									
<i>Cyperus iria</i> L.	Her	Ane	H	0	1	0	2	3	0,10
<i>Cyperus sesquiflorus</i> (Torr.) Mattf. e Kukenth.	Her	Ane	H	0	7	1	0	8	0,26
Euphorbiaceae									
<i>Chamaesyce hirta</i> (L.) Millsp.	Her	Aut	H	33	72	44	9	158	5,08
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Small	Her	Aut	H	38	16	1	0	55	1,77
<i>Cnidoscolus pubescens</i> (Pax.) Pax. e K. Hoffm.	Arv	Aut	P	12	5	15	4	36	1,16
<i>Manihot</i> sp.	Arb	Zoo	P	0	1	1	0	2	0,06
Fabaceae									
<i>Acacia</i> sp.	Ind	Aut	P	5	0	0	0	5	0,16
<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	Arb	Aut	P	1	2	0	0	3	0,10
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Her	Aut	H	35	0	0	0	35	1,12
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Her	Zoo	H	29	7	0	0	36	1,16
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.)Vogel.	Arv	Ane	SI	0	0	5	1	6	0,19
<i>Mimosa debilis</i> Willd.	Arb	Aut	P	0	4	0	3	7	0,22
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Arv	Ane	P	1	2	1	1	5	0,16
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) Irwin e Barneby	Arb	Zoo	P	1	2	0	0	3	0,10

Continua...

Tabela 1.1 – Cont.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	FV	SD	CS	NI				T	(%)
				A1	A2	A3	A4		
Indeterminada									
Indeterminada 01	Ind	Ind	Ind	0	0	1	0	1	0,03
Indeterminada 02	Her	Ind	H	8	0	0	0	8	0,26
Indeterminada 03	Ind	Ind	Ind	71	49	2	1	123	3,95
Indeterminada 04	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Indeterminada 05	Ind	Ind	Ind	1	1	0	0	2	0,06
Indeterminada 06	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Indeterminada 07	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Indeterminada 08	Ind	Ind	Ind	1	1	1	14	17	0,55
Indeterminada 09	Ind	Ind	Ind	1	1	0	1	3	0,10
Indeterminada 10	Ind	Ind	Ind	3	0	0	0	3	0,10
Indeterminada 11	Ind	Ind	Ind	1	0	0	0	1	0,03
Indeterminada 12	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Indeterminada 13	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Indeterminada 14	Ind	Ind	Ind	1	0	0	0	1	0,03
Indeterminada 15	Ind	Ind	Ind	1	12	0	7	20	0,64
Indeterminada 16	Ind	Ind	Ind	0	1	0	0	1	0,03
Indeterminada 17	Her	Ind	H	0	1	0	0	1	0,03
Indeterminada 18	Ind	Ind	Ind	0	0	0	2	2	0,06
Indeterminada 19	Ind	Ind	Ind	0	1	0	0	1	0,03
Indeterminada 20	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
indeterminada 21	Arb	Ind	Ind	0	0	0	4	4	0,13
Indeterminada 22	Ind	Ind	Ind	0	0	1	0	1	0,03
Indeterminada 23	Ind	Ind	Ind	0	0	1	0	1	0,03
Indeterminada 24	Ind	Ind	Ind	0	0	1	1	2	0,06
Indeterminada 25	Ind	Ind	Ind	0	2	0	0	2	0,06
Indeterminada 26	Ind	Ind	Ind	0	1	0	0	1	0,03
Indeterminada 27	Ind	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Lamiaceae									
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Arb	Ind	Ind	1	3	0	0	4	0,13
Lithraceae									
<i>Lafoensia</i> sp.	Arv	Ind	ST	0	1	0	1	2	0,06
Malvaceae									
<i>Sida cordifolia</i> L.	Her	Ind	Ind	5	9	1	0	15	0,48
<i>Sida santaremnensis</i> H. Monteiro	Her	Ind	Ind	16	17	0	2	35	1,12
<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	Arb	Ind	Ind	7	12	0	3	22	0,71
Melastomataceae									
<i>Miconia</i> sp.01	Arv	Ane	P	2	8	7	2	19	0,61
<i>Miconia</i> sp.02	Arv	Ane	P	8	9	20	2	39	1,25
<i>Miconia</i> sp.03	Arv	Ane	P	0	1	2	0	3	0,10
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Arv	Ane	P	0	1	6	0	7	0,22
Mollugnaceae									
<i>Mollugo verticillata</i> L.	Her	Ind	H	20	56	0	0	76	2,44
Onagraceae									
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P. H. Raven	Her	Aut	H	2	0	0	2	4	0,13
Oxalidaceae									
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Her	Aut	H	5	1	0	34	40	1,28

Continua...

Tabela 1.1 – Cont.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	FV	SD	CS	NI				T	(%)
				A1	A2	A3	A4		
Piperaceae									
<i>Piper umbellatum</i> L.	Arb	Zoo	P	0	2	3	1	6	0,19
Poaceae									
<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.	Her	Ane	H	0	7	0	0	7	0,22
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Her	Ane	H	55	34	8	0	97	3,12
<i>Eleusine indica</i> (L.) P. Gaertn.	Her	Ane	H	85	28	7	1	121	3,89
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Her	Ane	H	3	10	7	0	20	0,64
<i>Guadua angustifolia</i> Kunth	Bam	Aut		0	0	16	3	19	0,61
<i>Setaria vulpiseta</i> (Lam.) Roem. e Schult.	Her	Ane	H	468	435	2	55	960	30,84
Portulacaceae									
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Her	Ane	H	0	3	0	1	4	0,13
Rubiaceae									
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Her	Zoo	H	3	0	0	3	6	0,19
Rubiaceae sp.01	Ind	Zoo	Ind	0	0	0	1	1	0,03
Rubiaceae sp.02	Ind	Zoo	Ind	0	0	1	0	1	0,03
Rubiaceae sp.03	Ind	Zoo	Ind	0	0	2	0	2	0,06
Scrophulariaceae									
<i>Buddleja brasiliensis</i> . Jacq. ex Spreng. Fam.	Arb	Bar	Ind	0	0	0	2	2	0,06
Solanaceae									
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Arv	Zoo	Ind	4	6	11	24	45	1,45
<i>Solanum americanum</i> Miller	Her	Zoo	P	19	6	6	6	37	1,19
<i>Solanum stipulaceum</i> Roem e Schult	Arb	Zoo	P	24	56	17	37	134	4,30
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Her	Zoo	P	0	0	1	0	1	0,03
Urticaceae									
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Arv	Zoo	P	1	3	1	4	9	0,29
<i>Urtica dioica</i> L.	Her	Zoo	H	12	6	0	0	18	0,58
				1385	1108	296	324	3113	100,00

O resultado referente à riqueza específica encontrado neste estudo foi superior os valores encontrados em vários estudos. Calegari (2009) no município de Carandaí, MG, observou 10.427 indivíduos, distribuídos em 21 famílias e 54 espécies; Zviejkovski (2008) na ilha de Porto Rico, Paraná, descreveu 44 espécies, distribuídas em 26 famílias e um total de 1431 indivíduos. Em Viçosa, Franco (2005) listou 21 famílias, 66 espécies e 5.194 plântulas; no Rio Grande do Sul, Araújo et al., (2004) encontrou 43 espécies, 32 gêneros e 23 famílias. Essa divergência pode ser explicada devido às diferenças metodológicas e a influência de fatores como histórico de ocupação, uso atual das terras, proximidades de fontes de propágulos e localização, bem como pelo fato do presente estudo abranger áreas submetidas a diferentes métodos de restauração.

As famílias de maior riqueza específica registradas no presente estudo são frequentemente apontadas como as mais representativas em bancos de sementes das Florestas Estacionais Semidecíduais (Kunz et al., 2009; Calegari, 2009; Souza et al.,

2006; Franco, 2005). Essas famílias apresentam a maioria de suas espécies herbáceas, com colonização rápida, capazes de suportar condições climáticas adversas, não são exigentes quanto à nutrição do solo, disponibilidade hídrica e luminosa, apresentam dormência facultativa e possuem grande capacidade em produzir sementes (Christoffoleti e Caetano, 1998).

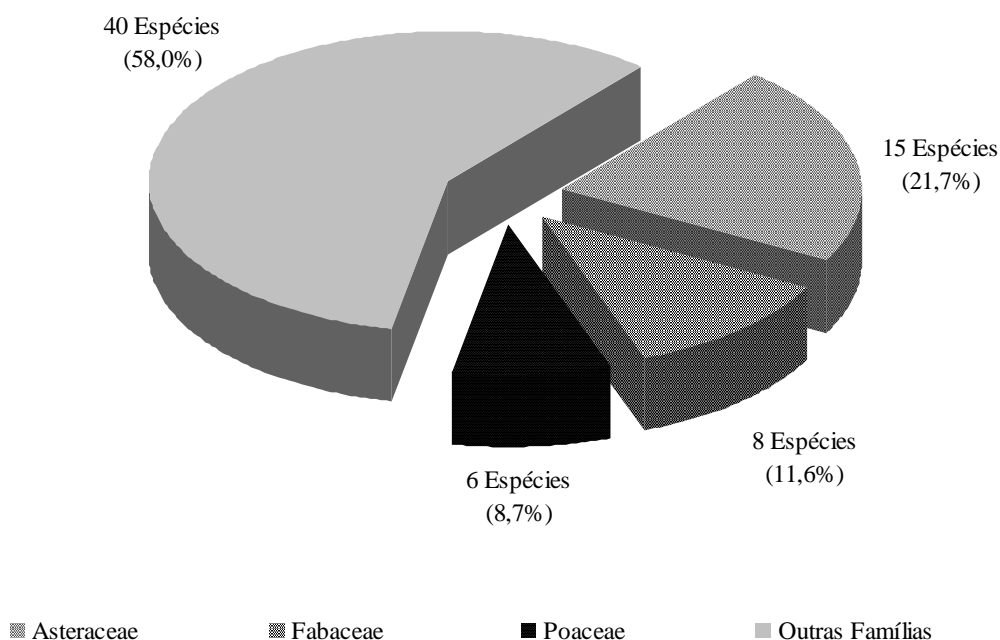


Figura 1.6- Famílias com maior riqueza específica amostradas nas quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Os gêneros mais representativos em número de espécies foram: *Solanum* sp. e *Miconia* sp. (3 espécies), *Chamaesyce* sp., *Sida* sp., *Cyperus* sp. e *Conyza* sp. (2 espécies). Do total de gêneros, 89,47% estão representados por apenas uma espécie.

Cecropia hololeuca, *Cestrum intermedium*, *Chamaesyce hirta*, *Cnidocolus pubescens*, *Cordia sellowiana*, *Eleusine indica*, *Miconia* sp.01, *Miconia* sp.02, *Piptadenia gonoacantha*, *Setaria vulpiseta*, *Siegesbeckia orientalis*, *Solanum americanum*, *Solanum stipulaceum* e *Trema micrantha*, apresentaram indivíduos com frequência absoluta de 100%. Deste modo, pode-se inferir que estas espécies possuem distribuição espacial ampla e aleatória, pois apresentam indivíduos distribuídos por todo o fragmento, sendo assim amostradas em todas as parcelas.

Aproximadamente 31% dos 3.113 indivíduos amostrados neste estudo correspondem à *Setaria vulpiseta*, gramínea perene que foi encontrada em todas as áreas amostradas. A alta densidade de indivíduos desta espécie colocou a família Poaceae

como sendo a mais representativa em números de indivíduos, perfazendo 39,31% dos indivíduos amostrados (Figura 1.7).

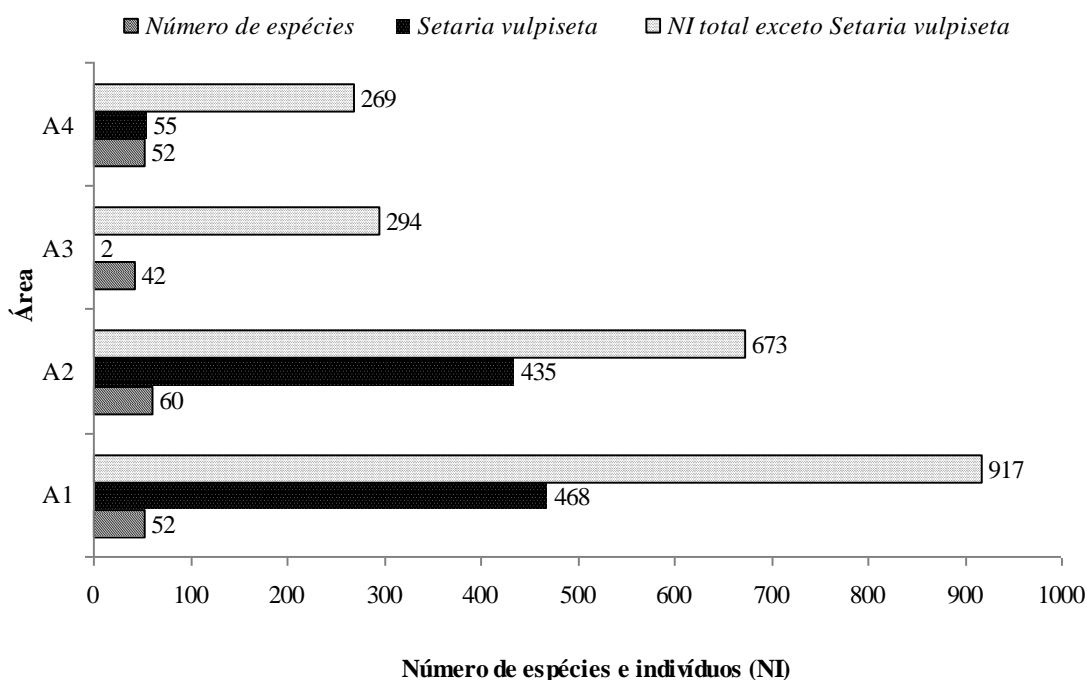


Figura 1.7 – Número de indivíduos e espécies amostrados nas quatro áreas de estudo, destacando a importância da espécie *Setaria vulpisetata* no banco de sementes.

As Áreas 1 e 2 foram as que apresentaram maior densidade de indivíduos da espécie, situação contrária foi observada na Área 3, onde apenas dois indivíduos estiveram presentes (Figura 1.7).

As áreas 1 e 2 são antigas áreas de pastagem com predominância de *Setaria vulpisetata*. Em ambas as situações houve plantio de espécies arbóreas decíduas, que no período de estiagem perdem suas folhas quase que na totalidade, aumentando a intensidade luminosa que chega ao solo, fazendo com que o capim raposinho possa se desenvolver, florescer e dispersar suas sementes por toda a área. Além disso, a área 2 faz fronteira com uma pastagem vizinha dominada pelo capim e a ausência de uma barreira física como um sob-bosque desenvolvido ou mesmo uma cerca viva que dificulte a chegada de propágulos, favorece a entrada de sementes desta espécie na área em restauração.

Por apresentar um dossel mais fechado que projeta mais sombra no solo e conseqüentemente impede a entrada de sementes, dificulta a germinação e o

estabelecimento desses indivíduos, a área 3 apresenta baixa densidade de *Setaria vulpiseta*.

Na área 4, aproximadamente 17% dos indivíduos estão representados por *Setaria vulpiseta*. As técnicas de capina e desrama aplicadas sob área podem influenciar na densidade de indivíduos da espécie. Estas técnicas interferem diretamente na chegada de propágulos, uma vez que estas áreas ficam mais abertas, a penetração e intensidade luminosa projetadas sobre o solo aumenta e conseqüentemente favorecem a germinação de sementes da espécie, que se mostra agressiva sob condições favoráveis de luminosidade.

Vale ressaltar que, apesar de apresentar alto número de indivíduos germinados nas áreas 1 e 2, a *Setaria vulpiseta* não inibiu o processo de germinação de outras espécies, na maioria herbáceas, presentes no banco de sementes (Figura 1.6). Este fato pode estar relacionado com a retirada da espécie da amostra do banco de sementes após sua germinação, uma vez que estudos relatam o modelo de inibição descrito por Connell e Slatyer (1977), para muitas gramíneas (D'Antonio e Vitousek, 1992; Hoffmann et al., 2004) onde as espécies colonizadoras de um local impedem a entrada, a germinação e o desenvolvimento de outras, o que retarda ou altera os processos de sucessão.

Os índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J') encontrados para as áreas estudadas são apresentados na Tabela 1.2.

Tabela 1.2 – Índice de diversidade de Shanno (H') e equabilidade Pielou (J') encontrados para o banco de sementes nas quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Área	H'	J'
Área - 1	2,58	0,65
Área - 2	2,64	0,64
Área - 3	3,07	0,82
Área - 4	3,15	0,79

Os índices de diversidade e equabilidade encontrados nas áreas 1 e 2 apontam para uma menor heterogeneidade florística, o que reflete em uma alta densidade de indivíduos germinados de um pequeno número de espécies que, em geral, pertencem ao grupo das pioneiras e oportunistas, provavelmente apresentam sementes dormentes adaptadas às condições adversas, capazes de sobreviver por muito tempo no estoque do banco de sementes. Entretanto, as áreas 3 e 4 apresentam maior diversidade e

equabilidade. Nestas áreas, o menor número de indivíduos germinados estiveram representados proporcionalmente em um maior número de espécies. A inclusão de outras formas de vida como árvores e arbustos e o reduzido número de espécies forrageiras e outras espécies ruderais pode ter sido um fator determinante nos altos índices de diversidade e equabilidade das áreas 3 e 4 em relação as áreas 1 e 2.

Os índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J') encontrados no presente estudo são superiores aos encontrados em alguns estudos de banco de sementes. Scherer e Jarenkow (2006), ao avaliarem o banco de sementes do solo em diferentes estações do ano (primavera/outono), encontraram $H'= 1,63$ e $J'= 0,55$ e $H'= 1,71$ e $J'= 0,57$, respectivamente. Constalonga (2006) ao estudar o banco de sementes de uma pastagem degradada, encontrou para o índice de diversidade H' o valor de 1,03 e para equabilidade J' , 0,57.

Cabe ressaltar que alguns autores como Mantovani (1993) e Rolin e Nascimento (1997) afirmam ser vários os fatores que podem interferir no índice de diversidade: a metodologia utilizada, o esforço amostral, os tipos de perturbações ocorridas nas áreas, as interações entre animais, a fenologia e a germinação das espécies. Além disso, a carência de trabalhos publicados que destaquem e discutam os índices de diversidade e equabilidade do banco de sementes do solo dificulta ainda mais as análises comparativas.

A forma de vida herbácea foi dominante em todas as áreas estudadas, o somatório das 4 áreas resultou em 2.341 indivíduos herbáceos (Figura 1.8). A espécie mais abundante foi *Setaria vulpiseta* com 960 indivíduos, 41,9% do total amostrado. As espécies que também apresentaram alta densidade de indivíduos herbáceos foram: *Achyranthes aspera* (273 indivíduos), *Chamaesyce hirta* (158 indivíduos), *Eleusine indica* (121), Indeterminada 03 (123 indivíduos) e *Synedrellopsis grisebachii* (138 indivíduos).

Ao analisar as áreas estudadas, observa-se que as áreas 1 e 2 tiveram alta abundância de espécies herbáceas e maior diversidade dessas espécies quando comparadas as áreas 3 e 4 (Figura 1.8 e 1.9). A elevada quantidade de sementes espécies herbáceas encontradas nas áreas de estudo provavelmente está associada ao ciclo de vida dessas espécies, a alta produtividade de sementes, a proximidade das áreas com pastagens vizinhas que funcionam como fontes de propágulos e a ausência ou descontinuidade do dossel, principalmente nas áreas 1 e 2, que facilitaria a entrada de sementes e sua incorporação ao solo.

As técnicas de plantio de mudas de espécies arbóreas, retirada de espécies arbóreas exóticas, capina e desrama, aplicadas nas áreas 1 e 2 não foram suficientes para conter a dispersão e o desenvolvimento de gramíneas invasoras como *Setaria vulpiseta*, *Brachiaria decumbens*, *Eleusine indica* e *Digitaria horizontalis*.

Ikeda et al. (2007) e Severino et al. (2006) ao avaliarem o banco de sementes em lavouras consorciadas e áreas de pastagens, observaram que espécies forrageiras como *Brachiaria brizantha*, *B. decumbens* e *Panicum maximum* são dominantes e reduzem a germinação e estabelecimento de outras plantas.

Alguns estudos mostram a predominância de espécies herbáceas em ambientes perturbados (Costalonga et al., 2006; Lopes et al., 2006; Souza et al., 2006; Franco, 2005; Martins et al., 2008).

Hopkins et al. (1990), afirma ser comum a dominância das espécies herbáceas em trabalhos com banco de sementes de comunidades fragmentadas ou cercadas de vegetação autóctone. Alguns fatores, como mecanismos eficientes de dispersão, tamanho e dormência destas espécies, colaboram para este padrão (Garwood, 1989).

Observa-se que o avanço sucessional e a restauração dos ecossistemas degradados tendem a diminuir quantitativamente a densidade e a riqueza de sementes de espécies herbáceas, corroborando com as afirmações citadas por Leal Filho (1992) (Figuras 1.8 e 1.9). Porém, não significa que com o avanço sucessional, as sementes de espécies pioneiras irão desaparecer do banco, pois através dos seus eficientes mecanismos fisiológicos, permanecem dormentes até que haja condições favoráveis para sua germinação.

A predominância de uma determinada forma de vida num ambiente depende, principalmente, do tipo de pressão sofrida, não somente na área, mas na região, Principalmente em áreas de pastagens onde existe uma dominância de espécies herbáceas invasoras, gramíneas e arbustos (Araújo et al., 2001).

De acordo com Martins (2007), projetos de restauração florestal que apresentam o banco de sementes rico em espécies herbáceas ou daninhas podem estar comprometidos, pois diante de alterações naturais ou antrópicas, essas espécies poderão colonizar a área, competir e inibir as espécies autóctones e afetar a sustentabilidade do ecossistema.

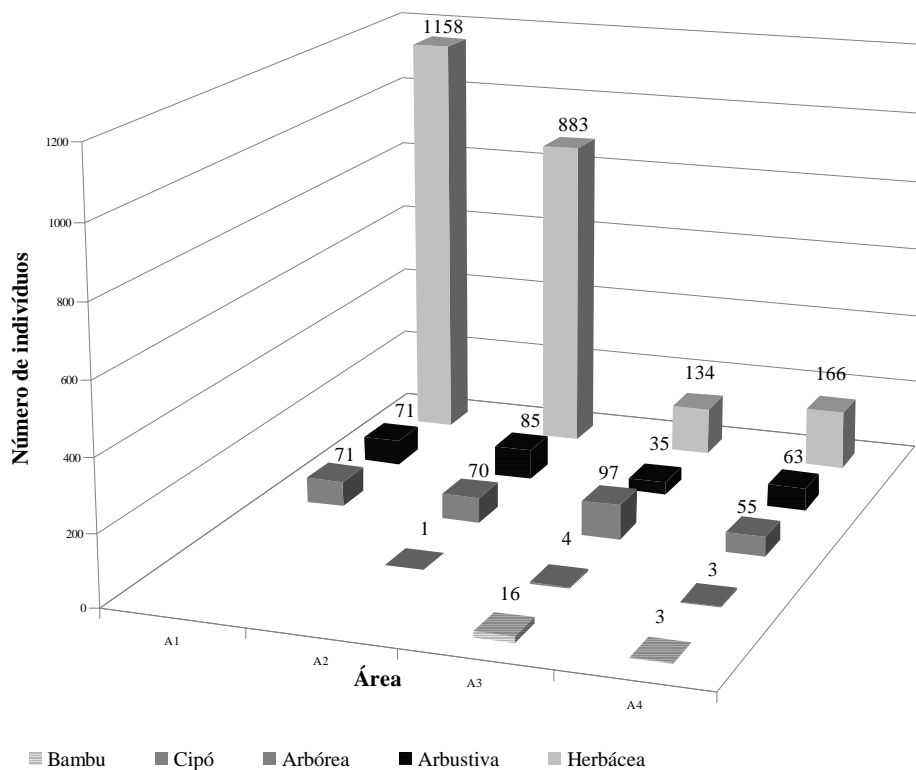


Figura 1.8 – Número de indivíduos amostrados distribuídos sob as formas de vidas (herbácea, arbustiva, arbórea, cipó e Bambu) na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

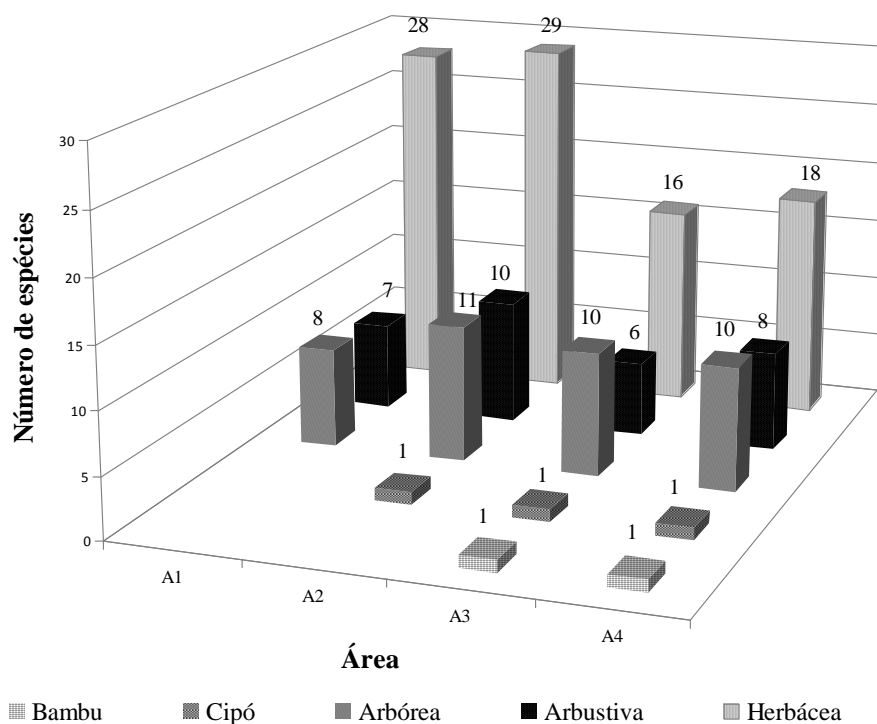


Figura 1.9 – Riqueza específica encontrada para as formas de vida (herbácea, arbustiva, arbórea, cipó e Bambu) na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Entretanto, no presente estudo as espécies herbáceas estão contribuindo na agregação do solo, uma vez que apresentava-se descoberto e mais exposto aos processos erosivos, bem como, na retenção e conservação da umidade, no aumento da quantidade de matéria orgânica, contribuindo assim, com o fluxo de nutrientes, e podem abrigar sementes que espontaneamente chegam ao local, fomentando relações ecológicas e facilitando o início do processo de sucessão.

Na tabela 1.1 observa-se os grupos ecológicos que estão envolvidos na regeneração das áreas. Analisando todas as áreas juntas, 19,8% das espécies germinadas foram representadas por espécies pioneiras, 1,04% por secundárias iniciais e 2,08% pelas secundárias tardias, 77,08% das espécies de sementes presentes no banco não foram classificadas (Figura 1.10).

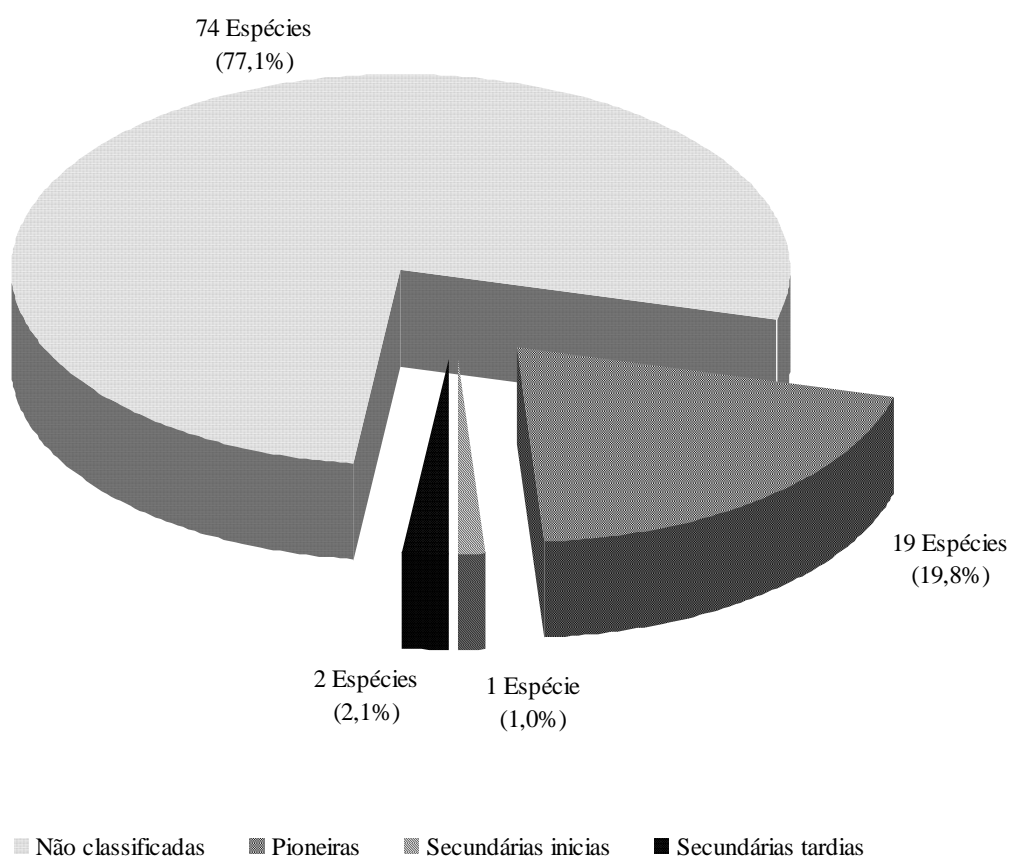


Figura 1.10 – Categorias sucessionais das espécies amostradas no banco de sementes do solo das quatro áreas restauradas na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, apresentadas em número e percentual de espécies Pioneiras, Secundárias iniciais e Secundárias tardias.

As herbáceas possuem alta densidade de indivíduos em todas as áreas. Quanto às categorias sucessionais, de forma geral as pioneiras foram as que apresentaram maior abundância e se destacaram em todas as áreas (Figura 1.11). Vale ressaltar que a

dominância de ervas e espécies pioneiras no banco de sementes dessas áreas pode exercer influência direta no desenvolvimento da restauração, podendo causar danos e atrasos nos processos sucessionais.

Das 68 espécies identificadas quanto à forma de vida, apenas 13 são arbóreas e destas, 8 pertencem ao grupo das pioneiras. *Solanum stipulaceum* e *Trema micrantha* foram as espécies que mais se destacaram em número de indivíduos, 134 e 108, respectivamente.

Trema micrantha tem sido frequentemente encontrada colonizando ambientes florestais alterados, como bordas e grandes clareiras (Martins e Rodrigues, 2002; Martins et al., 2004). Neste estudo foram encontrados 108 indivíduos e a área com maior número de indivíduos foi a área 1 (42 indivíduos). Apesar de ser umas das espécies arbóreas mais abundantes no banco, a densidade de *Trema micrantha* é baixa se comparada com a de várias espécies herbáceas (Tabela 1.1).

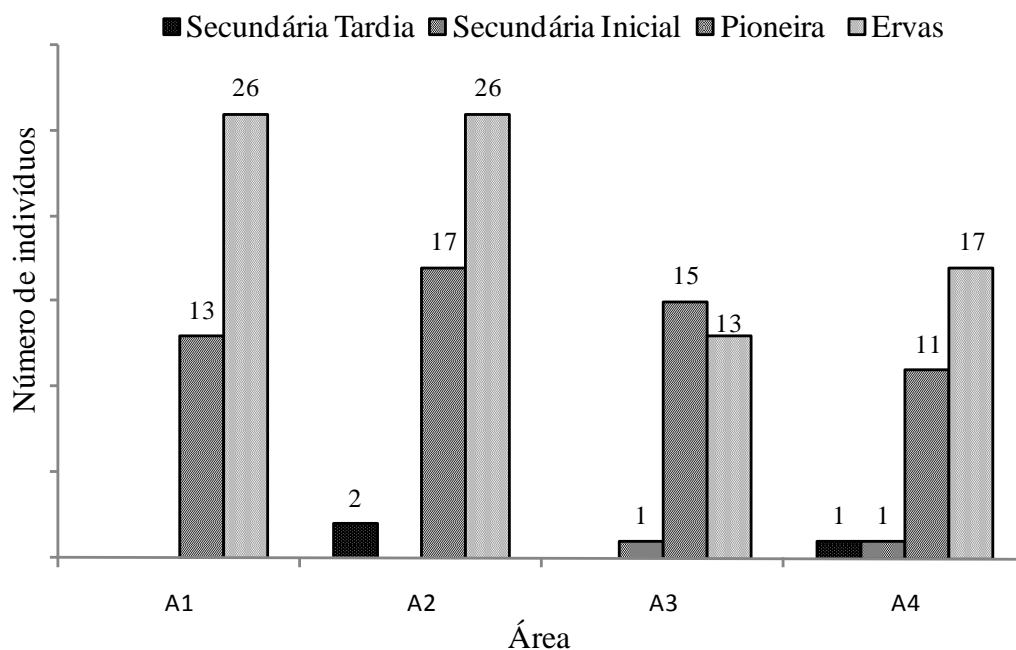


Figura 1.11 – Categorias sucessionais das espécies amostradas no banco de sementes do solo em cada área restaurada na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, apresentadas em número de indivíduos de Pioneiras, Secundárias iniciais e Secundárias tardias.

A presença de espécies arbóreas pioneiras na composição do banco de sementes revela o potencial de regeneração das áreas alteradas. Espécies pioneiras atuam como cicatrizadores de ambientes perturbados, por serem muito eficientes quanto a dispersão

e dormência de suas sementes, aparecendo em posição de maior destaque nos trabalhos de banco de sementes de áreas degradadas (Rodrigues, 1995).

Considerando todas as áreas amostradas, o espectro de dispersão foi representado por 30 espécies anemocóricas (31,25%), 16 zoocóricas (16,67%), 12 autocóricas (12,5%) e 1 barocórica (1,04%). (Tabela 1.1).

As famílias Asteraceae e Poaceae foram as que mais contribuíram com espécies anemocóricas enquanto, Rubiaceae e Solanaceae foram as que mais contribuíram com a zoocoria.

Na figura 1.12 pode-se observar o número de espécies e suas respectivas síndromes de dispersão encontradas nas quatro áreas de estudo. Vale ressaltar o destaque obtido por espécies anemocóricas presentes nas áreas 1 e 2 quando comparadas as outras síndromes. Enquanto na área 4 a zoocoria apresenta um número próximo de espécies quando comparada com a anemocoria, que foi de forma geral a síndrome mais representativa em todas as áreas.

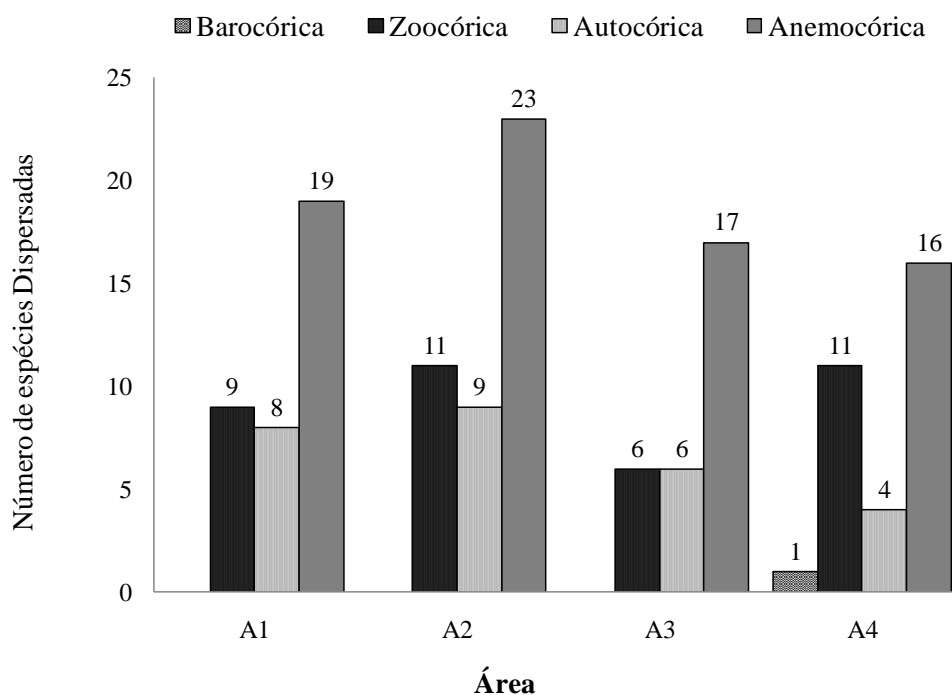


Figura 1.22 – Número de espécies referentes à síndrome de dispersão encontradas nas quatro áreas restauradas na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Provavelmente, o alto número de espécies anemocóricas presentes nas áreas deve-se ao fato de serem as primeiras espécies a se estabelecerem após grandes distúrbios, como áreas destinadas à pastagem, além disso, apresentam dispersão pelo

vento, o que facilitaria o deslocamento e a disseminação das sementes por todo o ambiente.

De acordo com Ferraz et al. (2004), espécies com dispersão zoocórica são mais suscetíveis a distúrbios do que as com dispersão abiótica, geralmente do grupo das pioneiras.

A dispersão depende das características e da distância que os dispersores têm de se locomover. No caso de sementes grandes, a dependência do dispersor pode tornar menor suas chances de colonizarem locais distantes. Enquanto sementes dispersas pelo vento alcançam longas distâncias e podem ser encontradas em diversas áreas (Young e Boyle, 2000; Turner e Corlett, 1996).

A renovação das florestas ocorre por regeneração natural, através do banco de sementes do solo e da dispersão por espécies locais e de locais adjacentes (Kageyama et al., 1989).

O fluxo de sementes ou dispersão dentro da floresta determina parte da população potencial de um ecossistema, considerando o processo de entrada e saída de sementes. Qualquer ambiente natural é constantemente invadido por propágulos provenientes de área externa ou da própria área. Consequentemente, a sucessão em determinado habitat, depende do potencial de dispersão das plantas, sendo que as espécies estão restritas aos seus habitats e sua sobrevivência depende do ciclo de vida, frequência e distância que os seus propágulos podem alcançar (Harper, 1977).

Quanto a densidade e número de espécies de sementes germinadas não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre as Áreas 1 e 2 e entre as Áreas 3 e 4. Entretanto, as Áreas 1 e 3; Áreas 1 e 4; Áreas 2 e 3 e Áreas 2 e 4, apresentaram diferenças significativas quanto a densidade de indivíduos e número de espécies encontradas no banco de sementes.

1. 4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Setaria vulpiseta (Lam.) Roem. e Schult., espécie com maior densidade de indivíduos nas áreas 1, 2 e 4, apresentou comportamento extremamente agressivo e dominante.

As áreas 1 e 2 devem ser manejadas cuidadosamente, a fim de reduzir a população de *Setaria vulpiseta*, incluindo técnicas nucleadoras que possam favorecer a chegada de propágulos e conseqüentemente a sucessão natural. A semeadura direta de espécies arbóreas nativas da região pode ser uma boa estratégia para acelerar a restauração nestas áreas.

A área 2 é altamente influenciada pela pastagem vizinha, visando diminuir a chegada de propágulos de espécies herbáceas e gramíneas invasoras de áreas do entorno que na grande maioria são facilmente dispersas pelo vento, recomenda-se o plantio de uma faixa de espécies arbóreas nativas frutíferas e atrativas para a fauna dispersora, com espaçamento reduzido, por exemplo de 2 x 2 m, para que funcione como cerca viva e conseqüentemente diminua a densidade dessas sementes que chegam na área.

A ausência de exsicatas em herbários, juntamente com a carência de informações e estudos que auxiliem na identificação de plântulas e de espécies herbáceas foram fatores dificultadores de maiores informações acerca da composição florística do banco de sementes das áreas estudadas. Desta forma, recomenda-se a inclusão dessas formas de vida nos estudos do banco de sementes do solo e da regeneração natural, bem como, a incorporação de exsicatas dessas espécies nos acervos dos herbários.

Cabe destacar que embora as áreas necessitem ainda de intervenções no sentido de acelerar a restauração florestal, as ações até agora adotadas permitiram um grande ganho ecológico, através da cobertura do solo, da formação de dossel e do aumento da diversidade vegetal.

1.5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ-BUYLLA, E. R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. **Oecologia**, v. 84, p. 314-325, 1990.

APG II. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for orders and families of flowering plants**: APG II. Bot. J. Linn. Soc. v.141, 2003. p.399-436.

ARAÚJO, M. M. et al. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 66, p.128-141, 2004.

ARAÚJO, M. M. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, v. 59, p.115- 130, 2001.

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**, São Carlos, v.59, n.2, p. 319-328, 1999.

BARROSO, G. M. et al. **Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas**. Viçosa: UFV, 1999. 443p.

BROWN, J.; ZAR, J. H. **Field e laboratory methods for general ecology**. Northern Illinois University, 1984. 226p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain Forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CALEGARI, L. **Estudos sobre banco de sementes do solo, resgate de plântulas e dinâmica da paisagem para fins de restauração florestal, Carandaí, MG**. 2009. 170f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Potencial for Natural Forest Regeneration from Seed Bank in an Upper Paraná River Floodplain, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, p. 625-639, 2003.

CHRISTOFFOLETI, P. J.; CAETANO, R. S. X. Soil seed banks. **Scientia Agricola**, v. 55, p. 75-78, 1998.

CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

COSTA e SILVA, L.V.; LOPES, J.C.A.; MACIEL, G.M. **Diagnóstico da Cobertura Vegetal**. Aimorés: Instituto Terra, 2005. 93p.

COSTALONGA, S. R. **Banco de sementes em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural, em Paula Cândido - MG**. 2006. 139f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

COSTALONGA, S.R. et al. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.

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

FERRAZ, I. D. K. et al. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v.34, p.621-633, 2004.

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

GOOGLE EARTH. 2010. **Satellite's Image Software**: versão 4.3 (beta). Disponível em <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 20 de jan. 2010.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brasil. **Journal of tropical ecology**, v. 18, p. 759-774, 2002.

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

HOFFMANN, W. A. et al. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 10, n. 1, p. 99-103, 2004.

HOPKINS, M. S.; TRACEY, J. G.; GRAHAM, A. W. The size and composition of soil seed banks in remnant patches of three structural rainforest types in North Queensland, Australia, Melbourne. **Australian Journal of Ecology**, v. 15, p. 43-50, 1990.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 10/01/2010.

IKEDA, F. S.; MITJA D.; VILELA, L.; CARMONA, R. Banco de sementes no solo em sistemas de cultivo lavoura-pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 11, p. 1545-1551, 2007.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A.; CARPANEZZI, A. A. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. In: **Anais Simpósio sobre Mata Ciliar**, Campinas: Fundação Cargil, 1989. p. 130-143.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 479p.

KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. de A. Composição do banco de sementes do solo utilizado na restauração florestal em pastagem de capim gordura (*Melinis Minutiflora* P. Beauv.), Viçosa, MG. In: **Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia**, São Lourenço, MG. 2009.

LEAL FILHO, N. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais**. 1992. 116f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1992.

LOPES, K. P. et al. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 105-113, 2006.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 4. ed. São Paulo: Nova Odessa, v. 2, 2002. 368p.

MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape-SP**. 1993. 126f. Tese (Doutorado em Biociências), Universidade de São Paulo. São Paulo, 1993.

MARTINS, C. M.; SILVA, W. R. Estudo de bancos de sementes do solo. **Informativo ABRATES**, Londrina, v. 4, n. 1, p. 49-56, 1994.

MARTINS, S.V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: UFV, 2009. p. 19-51.

MARTINS, S. V. et al. 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.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, n. 1, p. 51-62, 2002.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 149p.

MEIRA-NETO, J. A. A. e MARTINS, F. R. Estrutura da Mata da Sivicultura, uma Floresta Estacional Semdecidual Montana no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 24, n. 2, p. 151-160, 2000.

MOBOT. 2010. Missouri Botanical Garden. Disponível em: <http://www.mobot.org/default.asp>. Acesso em: 10/01/2010

NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 218f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

PEZZOPANE, J. E. M. **Caracterização fitossociológica, microclimática e ecofisiológica em uma floresta estacional semidecidual secundária, Viçosa, MG**. 2001. 225f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2001.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: H.F. LEITÃO FILHO e MORELLATO, L.P. (ed). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra**. Campinas: Unicamp, 1995. p.30-35.

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.V. (Eds). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p. 203-215.

ROLIM, S. G.; NASCIMENTO, H. E. M. Análise da riqueza, diversidade e relação espécie-abundância de uma comunidade arbórea tropical em diferentes intensidades amostrais. **Scientia Forestalis**, v. 52, p. 7-16, 1997.

SCHERER, C.; JARENKOW, J. A. Banco de sementes de espécies arbóreas em floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 67 – 77, 2006.

SEVERINO, F. J.; CARVALHO, S. J. P.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Interferências mútuas entre a cultura do milho, espécies forrageiras e plantas daninhas em um sistema de consórcio. III - Implicações sobre as plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 24, p. 53-60, 2006.

- SILVA, A. F. et al. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecidual submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 311-319, 2003.
- SILVA, C.T. et al. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 429-441, 2004.
- SOUZA, P. A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serrapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Revista Cerne**, Lavras, v. 2, n. 1, p. 56-67, 2006.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999.
- TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.
- van DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer-Verlag, New York. 1982. 161p.
- YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, p. 157-163, 1987.
- YOUNG, A. G.; BOYLE, T. J. Forest fragmentation. In: YOUNG, A. G.; BOSHIER, D.; BOYLE, T. J. **Forest conservation genetics: principles and practice**. Melbourne: CSIRO Publishing, 2000. p. 123-134.
- ZVIEJKOVSKI, I. P. **Sucessão em uma pastagem tropical abandonada: mudanças estruturais e estimativa de recuperação florestal**. 2008. 32f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.
- WARR, S.J.; THOMPSON, K.; KENT, M.; Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling techniques. **Program Geography and Physics**. v. 17, p. 329-347, 1993.
- WHITMORE, T. C. Forest dynamics and questions of scale. In: HADLEY, M. E. **Rain Forest Regeneration and Management**. Paris: Int. Union of Biology Science. 1988. p. 13-17.

CAPÍTULO 2

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DO ESTRATO LENHOSO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS RESTAURADAS NO MUNICÍPIO DE AIMÓRES, MINAS GERAIS

RESUMO

Este estudo teve por objetivo caracterizar a composição florística, identificar as síndromes de dispersão e os grupos ecológicos do componente lenhoso da regeneração natural. O trabalho foi conduzido no Instituto Terra, em quatro áreas submetidas a diferentes técnicas restauradoras. Foram instalados sistematicamente cinco transectos de 2 x 110 metros, espaçados por 10 metros e distantes 100 metros da borda. Os transectos foram subdivididos em 10 parcelas de 2 x 2 metros cada, eqüidistantes 10 metros uma da outra, totalizando 50 parcelas e uma área de 200 m² por área. Na amostragem incluiu-se todos os indivíduos arbóreos com altura entre 10 cm e 2 metros e com DAS (diâmetro a altura do solo) menor ou igual a 5 cm. As espécies amostradas foram classificadas quanto as categorias sucessionais e quanto as síndromes de dispersão. Nas quatro áreas amostradas foram encontrados 346 indivíduos pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 52 espécies. De forma geral, as famílias mais ricas em número de espécies foram: Fabaceae (12 espécies) e Rubiaceae (3 espécies). Do total de espécies amostradas no estudo, 11 foram classificadas como pioneiras, 11 como secundárias iniciais e 8 como secundárias tardias. A dispersão zoocórica foi de forma geral a mais abundante. Com base nos dados obtidos, recomenda-se o plantio de adensamento com espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias, atrativas a fauna, que aumente a densidade da regeneração, de modo a incrementar a estrutura da vegetação e inibir o crescimento de espécies herbáceas e invasoras.

CHAPTER 2

FLORISTIC COMPOSITION OF THE NATURAL REGENERATION TIMBER EXTRACT IN RESTORED AREAS IN THE TOWN OF AIMÓRES, MINAS GERAIS

ABSTRACT

This study aims to characterize the floral composition, identify dispersion syndromes and ecological groups of the timber components of natural regeneration. The work was done at the Instituto Terra in four areas in which different restoration techniques were used. Five transects were marked measuring 2 x 110 m each. The transects were 10 m apart from each other and 100 m from the boundary. Each transect was divided into 10 parcels of 2m x 2m and apart 10 m from each other totaling 50 parcels and an area of 200 m². The sampling process included all arborous individuals with height raging from 10 cm to 2 m and with DAS (diameter at soil level) below or equal to 5 cm. The sampled species were classified according to sucessional categories and dispersion syndromes. In the four samples were found 346 individuals belonging to 18 families, 32 genders and 52 species. The families with the most species were: Fabaceae (12 species) and Rubiaceae (3 species). From the total number of species sampled in the study 11 were classified as pioneer, 11 as initial secondary and 8 as late secondary. Zoocoric dispersion was the most abundant. Base on data collected from this study we recommend increasing density by planting pioneer, initial secondary and late secondary species which are attractive to wildlife. This will also increase the regeneration density and inhibit invasive herbaceous species.

2.1 INTRODUÇÃO

A conversão das florestas tropicais em fragmentos florestais isolados tem mostrado resultados indesejáveis como a perda da biodiversidade, a mudança da composição florística e da estrutura das comunidades vegetais, a alteração das interações entre animais e plantas, como a polinização e a dispersão de sementes, entre outras conseqüências (Cielo Filho e Santin 2002; Galetti et al., 2003).

Por isso, entender os fatores e processos que determinam a composição de espécies e a regeneração natural em ambientes degradados tem sido um dos temas centrais dentro da pesquisa científica e dos projetos de restauração florestal.

A regeneração natural de um ecossistema descreve os padrões de substituição das espécies ou alterações estruturais, bem como os processos envolvidos na manutenção da comunidade (Guariguata e Ostertag, 2001), por meio de processos sucessionais que ocorrem após algum distúrbio (corte e queima de árvores, utilização do solo para atividades agropastoris, abertura de clareiras, deslizamentos, ataques de insetos) (Uhl et al., 1981; Gómez-Pompa et al., 1991; Puerta, 2002).

De maneira natural, os indivíduos presentes no interior das florestas envelhecem, morrem e são gradualmente substituídos por outros, que podem ser da mesma ou de outra espécie. Geralmente, a ocupação desses ambientes florestais se inicia por espécies colonizadoras de grandes clareiras e o subsequente estabelecimento de espécies com regeneração em pequenas clareiras ou intolerantes à sombra. O estágio final atingido é descrito com uma composição mista de espécies (Pickett, 1983).

O sucesso da regeneração natural em áreas antropicamente alteradas depende de uma série de fatores como disponibilidade de sementes presentes no solo, relações entre plantas, polinizadores e dispersores, presença de remanescentes florestais próximos, uma vez que funcionam como fonte de diásporos, rebrota de espécies arbustivas e arbóreas, e em casos específicos de pastagens existe a problemática da infestação de espécies herbáceas, trepadeiras e gramíneas exóticas (Martins, 2009).

Em áreas onde a degradação foi intensa, recomenda-se a utilização de técnicas de manejo que estimulem a regeneração florestal a fim de acelerar a sucessão. Dentre as variadas técnicas, o plantio de mudas com alta diversidade de espécies pode ser uma boa alternativa para produzir um efeito catalítico, pois promovem mudanças microclimáticas, aumentando a complexidade estrutural, a diversidade florística da área e o desenvolvimento das camadas de serapilheira e húmus, fazendo com que aumente a

chegada de sementes e dispersores, e conseqüentemente propiciam a germinação e o desenvolvimento das espécies (Parrota et al., 1997).

Cabe ressaltar que o estudo do processo de regeneração natural pode contribuir com informações ecológicas sobre as espécies, propiciando critérios que possam auxiliar a seleção de espécies com potencial regenerativo para serem utilizadas nos modelos de restauração florestal de áreas degradadas.

Neste sentido, pretende-se com este estudo caracterizar a composição florística, identificar as síndromes de dispersão e os grupos ecológicos do componente lenhoso da regeneração natural, bem como, caracterizar a composição florística e avaliar parâmetros estruturais do componente herbáceo, a fim de auxiliar nas iniciativas de restauração de áreas degradadas.

2.2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 - Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Bulcão, pertencente ao Instituto Terra, onde são realizados projetos de restauração florestal. A propriedade está localizada no município de Aimorés, Minas Gerais, e encontra-se referenciada a $19^{\circ}22'45''\text{S}$ / $41^{\circ}25'45''\text{W}$ e $19^{\circ}56'95''\text{S}$ / $40^{\circ}58'40''\text{W}$ (Figura 2.1).

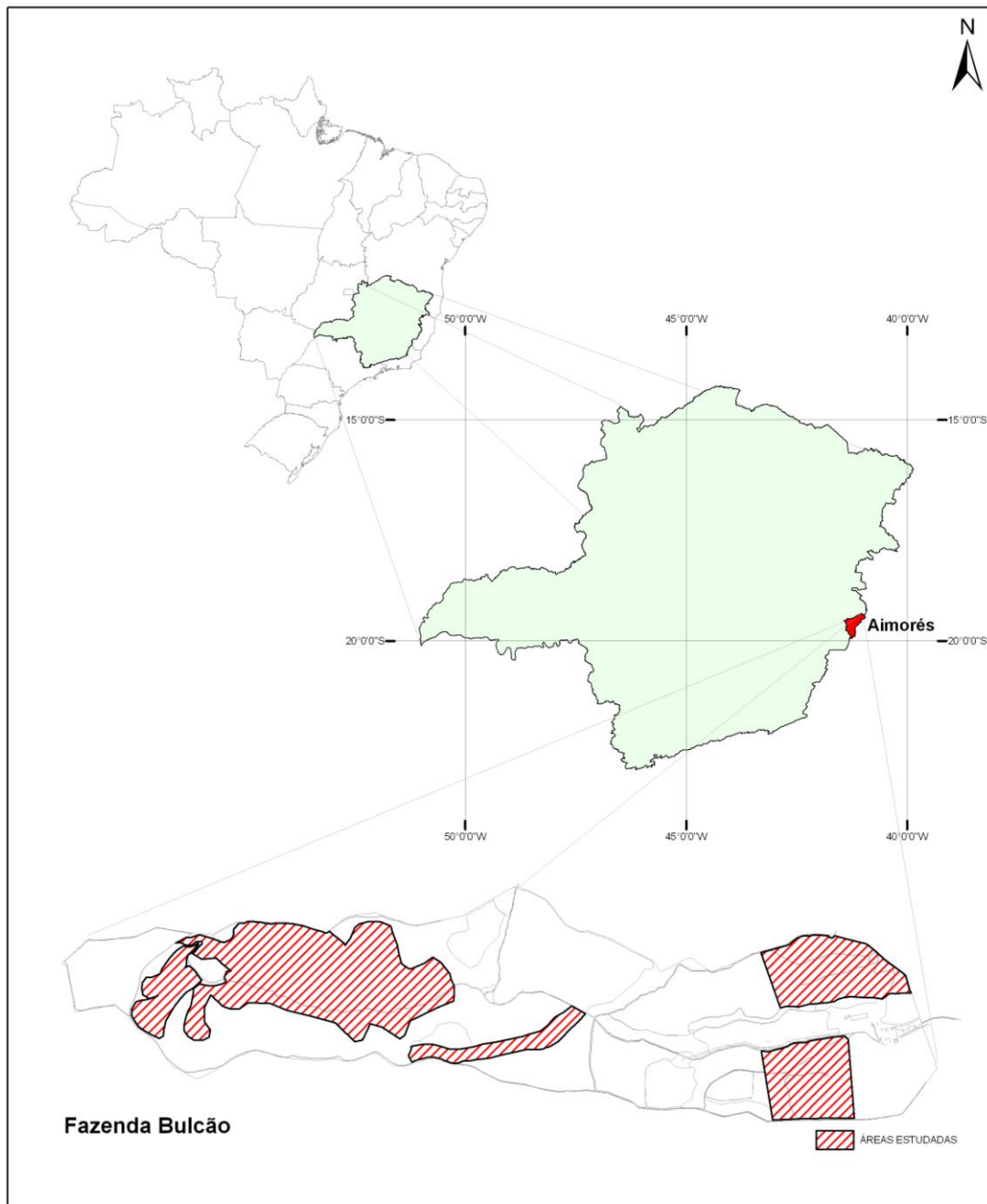


Figura 2.1-- Localização do município de Aimorés no estado de Minas Gerais e da Sede da Fazenda Bulcão.

O relevo varia de montanhoso a ondulado, com predominância pedológica dos latossolos com altitude variando entre 83 e 1.118 metros. O clima da região, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Cwa, tropical de altitude, caracterizado por verões quentes e estação seca pronunciada, com temperatura anual média de 28° C, precipitação anual média de 953 mm e umidade relativa anual média de 65% (EMATER-MG, 1997).

A região foi colonizada a partir de 1870 e o processo de colonização acarretou a exploração da madeira e o desmatamento generalizado. A construção da ferrovia Vitória-Minas acelerou a degradação ambiental, devido à elevada demanda por lenha e aos incêndios provenientes de fagulhas lançadas pelas locomotivas. Atividades agrícolas sem planejamento também foram responsáveis pela redução da cobertura vegetal. (Paula, 1993; Paula, 1998).

Como resultado desta devastação a distribuição da cobertura vegetal do município de Aimorés foi reduzida a menos de 0,3% durante um período médio de 70 anos (Paula, 1998). Com base nos dados da EMATER-MG (1997) remanescentes florestais ainda são observados no município (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Representatividade de ambientes cultivados e naturais no município de Aimorés.

Tipologia ambiental	%
Matas	0,30
Pastagens	89,54
Reflorestamentos (espécies exóticas)	0,01
Culturas Permanentes	0,90

Fonte: EMATER-MG (1997).

Através dos projetos de restauração florestal associados às praticas de manejo vegetacional e de um programa de educação ambiental, a Fazenda Bulcão possui 676 hectares dos 709,84 hectares reconhecidos como Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Fazenda Bulcão pela Portaria do Instituto Estadual de Florestas/MG N° 081 no ano de 1998, tornando-se a primeira RPPN criada em uma área degradada de Mata Atlântica (Costa e Silva et al., 2005).

A amostragem da regeneração natural foi realizada em quatro áreas distintas (Figura 2.2 – A, B, C e D): A Área 1- denominada Raposinho 2002, possui 41 hectares com dominância do capim raposinho (*Setaria vulpisetata* (Lam.) Roem. e Schult.). Nesta área foram introduzidas em 2002 espécies arbóreas exóticas, com dominância do gênero

Acacia, utilizando espaçamento de 3,0 x 3,0m e 200 gramas de superfosfato simples por cova. A área foi roçada de três a quatro vezes por ano a partir do ano do plantio e o tratamento encerrado em 2006. A Área 2 – conhecida como Peroba 2000, possui aproximadamente 35 hectares onde mudas de espécies nativas e exóticas foram introduzidas, principalmente *Acacia* sp. O espaçamento e a quantidade de adubo foi o mesmo utilizado na área 1. No ano de 2004, os indivíduos de *Acacia* sp. foram cortados e retirados da área. Área 3 – Capoeira sem manejo, possui aproximadamente 125 hectares, sendo uma área de regeneração natural sem nenhuma intervenção de manejo, que se encontra nesse processo de 35 a 40 anos, observa-se, principalmente nas grandes clareiras, a infestação por *Guadua angustifolia* Kunth. E a Área 4 – nomeada Regeneração 2002, possui 13 hectares, apresenta baixa declividade no terreno e poucos sinais de erosão. É uma área regenerante, onde a restauração foi feita através do plantio de espécies nativas da Mata atlântica, de forma dispersa, sem espaçamento definido, durante o ano de 2002. Nesta área capina e a desrama são realizadas periodicamente para controle da mato-competição.



Figura 2.2– Imagem da vegetação predominante nas quatro áreas submetidas a intervenções de manejo distintas na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG: Área 1 – Raposinho 2002 (A), Área 2 – Peroba 2000 (B), Área 3 - Capoeira sem manejo (C) e Área 4 – Regeneração 2002 (D).

2.2.2 Metodologia

Nas quatro áreas submetidas a tratamentos distintos: Área 1 – Raposinho 2002; Área 2 – Peroba 2000; Área 3 – Capoeira sem manejo; Área 4 – Regeneração 2002, foram instalados sistematicamente cinco transectos de 2 x 110 metros, espaçados por 10 metros e distantes 100 metros da borda. Os transectos foram subdivididos em 10 parcelas de 2 x 2 metros cada, equidistantes 10 metros uma da outra, totalizando 50 parcelas e uma área de 200m². A amostragem foi realizada nos meses de março e abril de 2009 (Figura 2.3).

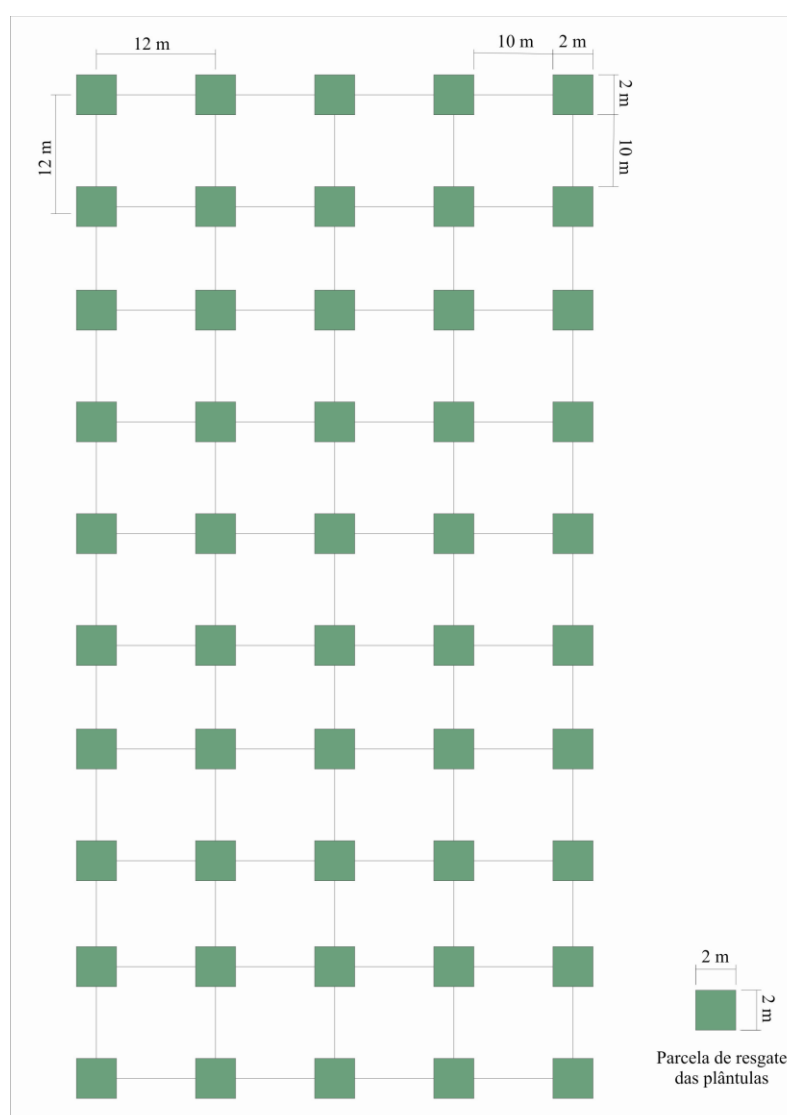


Figura 2.3 - Esquema de alocação dos transectos e distribuição das parcelas de 2 x 2 metros para amostragem da regeneração natural na RPPN Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Na amostragem da regeneração natural incluiu-se todos os indivíduos lenhosos com altura entre 10 cm e 2 m e com DAS (diâmetro a altura do solo) \leq a 5cm.

O material botânico coletado foi prensado e herborizado seguindo as técnicas usuais de Mori et al. (1985) no Herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa.

A identificação das espécies foi feita através de consulta a especialistas, bibliografia específica e comparação com material do herbário VIC. Os nomes científicos das espécies e seus respectivos autores foram atualizados por meio de literaturas especializadas e através das informações disponíveis no site do Missouri Botanical Garden (Mobot, 2010).

Para a classificação sistemática das espécies utilizou-se o APG II (2003).

As espécies amostradas foram classificadas quanto a síndrome de dispersão de diásporos conforme Van Der Pijl (1982) e Barroso et al., (1999) e quanto as categorias sucessionais tomando-se como referência os trabalhos de Gandolfi et al. (1995), Bernacci e Leitão Filho (1996), Martins e Rodrigues (2002), Martins et al. (2004), Baider et al. (1999), Tabarelli e Mantovani (1999), Silva et al. (2003) Silva et al. (2004) e Franco (2005).

2.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas quatro áreas amostradas foram encontrados 346 indivíduos, pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 52 espécies (Tabela 2.2). Do total de espécies, 5 foram identificadas ao nível de gênero, 2 a nível de família e 18 permanecem indeterminadas. Este fato é comum em trabalhos que envolvem a identificação de plântulas e indivíduos juvenis, uma vez que as características morfológicas de uma planta jovem podem ser diferentes daquelas observadas em indivíduos adultos (Pinheiro et al., 1999). O número de espécies encontradas neste estudo foi inferior ao encontrado por Puerta (2002); Franco (2005) e Vieira e Gandolfi (2006) que encontraram 85, 65 e 62 espécies, respectivamente.

De forma geral, as famílias mais ricas em número de espécies foram: Fabaceae (12 espécies) e Rubiaceae (3 espécies), que juntas representam 28,84% do total de espécies. As famílias com maior riqueza específica também foram as mais abundantes, Fabaceae (147 indivíduos) e Rubiaceae (20 indivíduos), com exceção da família Sapindaceae que apresentou apenas 2 espécies, porém, 35 indivíduos (Figura 2.4).

Tabela 2.2 – Relação das espécies amostradas na regeneração natural das quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, em ordem alfabética de família, gêneros e espécies, suas respectivas síndromes de dispersão e categorias sucessionais: SD = Síndrome de dispersão (Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica e Ind=Indeterminada); CS = Categoria Sucessional (P=Pioneira; SI=Secundária Inicial; ST=Secundária Tardia e Ind=Indeterminada); NI = Número de indivíduos; A1 = Área 1; A2 = Área 2 ; A3 = Área 3 ; A4 = Área 4; T = soma do total de indivíduos e % = Porcentagem do total de indivíduos amostrados.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	SD	CS	NI				T	(%)
			A1	A2	A3	A4		
Achariaceae								
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A.Gray	Zoo	ST	3	0	0	4	7	2.02
Anacardiaceae								
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	Ane	SI	0	0	6	5	11	3.18
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Fr. All.	Ane	ST	1	0	0	0	1	0.29
Apocynaceae								
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Zoo	P	1	0	0	3	4	1.16
Bignoniaceae								
<i>Tabebuia</i> sp	Ane	SI	0	0	3	0	3	0.87
<i>Zeyera tuberculosa</i> (Vell.)Bur.	Ane	SI	2	0	0	0	2	0.58
Boraginaceae								
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Ane	P	0	0	0	1	1	0.29

Continua...

Tabela 2.2 Cont.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	SD	CS	NI				T	(%)
			A1	A2	A3	A4		
Cannabaceae								
<i>Celtis brasiliensis</i> Gardner	Ind	P	12	0	0	0	12	3.47
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Zoo	P	1	0	0	1	2	0.58
Euphorbiaceae								
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Müll.Arg.) Pax.	Zoo	ST	0	0	0	1	1	0.29
<i>Manihot</i> sp	Zoo	SI	0	0	7	0	7	2.02
Fabaceae								
<i>Acacia mangium</i> Willd	Ane	P	14	1	0	0	15	4.34
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speng.	Ane	SI	8	0	0	6	14	4.05
<i>Inga vulpina</i> Mart.	Zoo	SI	0	0	2	0	2	0.58
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Ane	P	0	0	7	47	54	15.61
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Ane	P	2	0	19	6	27	7.80
<i>Machaerium</i> sp2	Ane	Ind	0	0	1	0	1	0.29
<i>Melanoxylon brauna</i> Schot.	Ind	ST	0	0	1	0	1	0.29
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Ind	P	4	4	0	0	8	2.31
<i>Papilionoideae</i> sp1	Ind	Ind	0	0	0	4	4	1.16
<i>Papilionoideae</i> sp2	Ind	Ind	0	0	4	0	4	1.16
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Ane	SI	0	0	15	1	16	4.62
<i>Swartzia</i> sp	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0.29
Indeterminada								
Indeterminada 01	Ind	Ind	3	0	0	0	3	0.87
Indeterminada 02	Ind	Ind	1	0	0	0	1	0.29
Indeterminada 03	Ind	Ind	0	1	0	0	1	0.29
Indeterminada 04	Ind	Ind	0	1	0	0	1	0.29
Indeterminada 05	Ind	Ind	0	2	0	0	2	0.58
Indeterminada 06	Ind	Ind	0	1	0	0	1	0.29
Indeterminada 07	Ind	Ind	0	0	0	16	16	4.62
Indeterminada 08	Ind	Ind	0	0	0	8	8	2.31
Indeterminada 09	Ind	Ind	0	0	0	2	2	0.58
Indeterminada 10	Ind	Ind	0	0	0	12	12	3.47
Indeterminada 11	Ind	Ind	0	0	0	1	1	0.29
Indeterminada 12	Ind	Ind	0	0	0	2	2	0.58
Indeterminada 13	Ind	Ind	0	0	0	2	2	0.58
Indeterminada 14	Ind	Ind	0	0	0	2	2	0.58
Indeterminada 15	Ind	Ind	0	0	0	4	4	1.16
Indeterminada 16	Ind	Ind	0	0	0	3	3	0.87
Indeterminada 17	Ind	Ind	0	0	0	6	6	1.73
Indeterminada 18	Ind	Ind	0	0	2	0	2	0.58
Lecythidaceae								
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	Zoo	ST	0	0	10	0	10	2.89
Lythraceae								
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Ane	SI	1	0	8	0	9	2.60
Malvaceae								
<i>Pterygota brasiliensis</i>	Ind	ST	1	0	0	0	1	0.29
Myrtaceae								
<i>Psidium guajava</i> L	Zoo	P	2	0	0	0	2	0.58

Continua...

Tabela 2.2 Cont.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	SD	CS	NI				T	(%)
			A1	A2	A3	A4		
Ochnaceae								
<i>Ouratea</i> sp	Zoo	SI	0	0	1	0	1	0.29
Rubiaceae								
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Zoo	ST	5	0	0	5	10	2.89
<i>Genipa americana</i> L.	Zoo	ST	2	0	0	0	2	0.58
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Ind	SI	3	0	0	5	8	2.31
Sapindaceae								
<i>Allophylus edulis</i> (A. St. Hil. e al.) Radlk.	Zoo	P	0	0	0	5	5	1.45
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Zoo	SI	0	0	20	10	30	8.67
Solanaceae								
<i>Solanum americanum</i> Miller	Zoo	P	0	0	1	0	1	0.29
			66	10	107	163	346	100.00

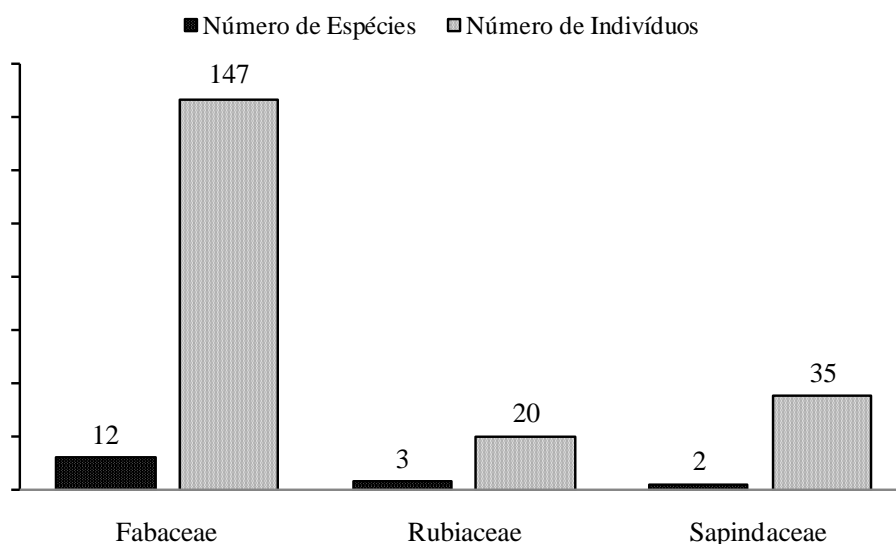


Figura 2.4 - Famílias com maior riqueza específica e número de indivíduos amostrados no conjunto das quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Considerando as perturbações ocorridas nas áreas, o destaque da família Fabaceae (antiga Leguminosae) neste estudo pode estar relacionado com a boa estratégia de ocupação da maioria de suas espécies, onde em solos de baixa fertilidade são capazes de fixar nitrogênio atmosférico, produzindo aminoácidos e outras substâncias orgânicas que favoreçam seu crescimento. Vale ressaltar que Fabaceae está entre as famílias com maior riqueza específica das angiospermas, abrangendo espécies com distribuições geográficas muito amplas, com áreas de ocorrência predominantemente na região neotropical (Barroso et al., 1984; Morim, 2006). Além disso, nas áreas 1 e 2 foram plantadas diversas mudas de espécies nativas e exóticas

pertencentes a família, o que favorece a primeira posição em número de indivíduos e espécies nessas áreas.

As famílias mais ricas e abundantes encontradas em todas as áreas do presente estudo (Fabaceae e Rubiaceae) são apontadas como características da estrutura e composição florística da Mata Atlântica Sub-Montana e Montana do sudeste do Brasil (Tabarelli e Mantovani 1999, Oliveira-Filho e Fontes 2000, Scudeller et al., 2001, Tabarelli e Perez, 2002), perfazendo cerca de 50% da riqueza de espécies encontradas no Domínio (Oliveira-Filho e Fontes 2000).

O número de famílias e espécies praticamente não variou na áreas 1, 3 e 4, que apresentaram, com exceção das indeterminadas, 11 famílias e 16 espécies; 10 famílias e 16 espécies e 11 famílias e 15 espécies, respectivamente. A área 2 apresentou uma diferença significativa no número de famílias e espécies quando comparada às outras áreas, está representada por apenas uma família e duas espécies (excluindo as indeterminadas). Vieira et al. (1994) estudando áreas de pastos abandonados na região da Amazônia Central, assinalaram existir uma grande diferença na riqueza total e na composição de espécies conforme a intensidade de uso da área, isto é, quanto maior a perturbação menor a riqueza.

Do total de espécies amostradas 21,15% (11 espécies) foram classificadas como pioneiras, 21,15% (11 espécies) como secundárias iniciais e 15,38% (8 espécies) como secundárias tardias (Figura 2.5). A maioria das áreas estão representadas por espécies pioneiras. Vale ressaltar que a Área 2 apresenta apenas espécies deste grupo ecológico, enquanto nas outras áreas observa-se uma tendência ao incremento de espécies secundárias iniciais e tardias no banco de plântulas (Figura 2.6).

Apesar das áreas 1, 3 e 4 serem representadas por espécies secundárias tardias, estas ainda apresentam características de estágio inicial de sucessão, caminhando para o estágio médio, de acordo com CONAMA (1993). Algumas características deste estágio sucessional podem ser observadas nas áreas: predominância de espécies pioneiras e secundárias iniciais, presença significativa de espécies arbóreas de ciclo de vida curto e crescimento rápido, subosque dominado por espécies herbáceas e espécies que por vezes formam densos emaranhados, como as taquarinhas (*Guadua angustifolia*).

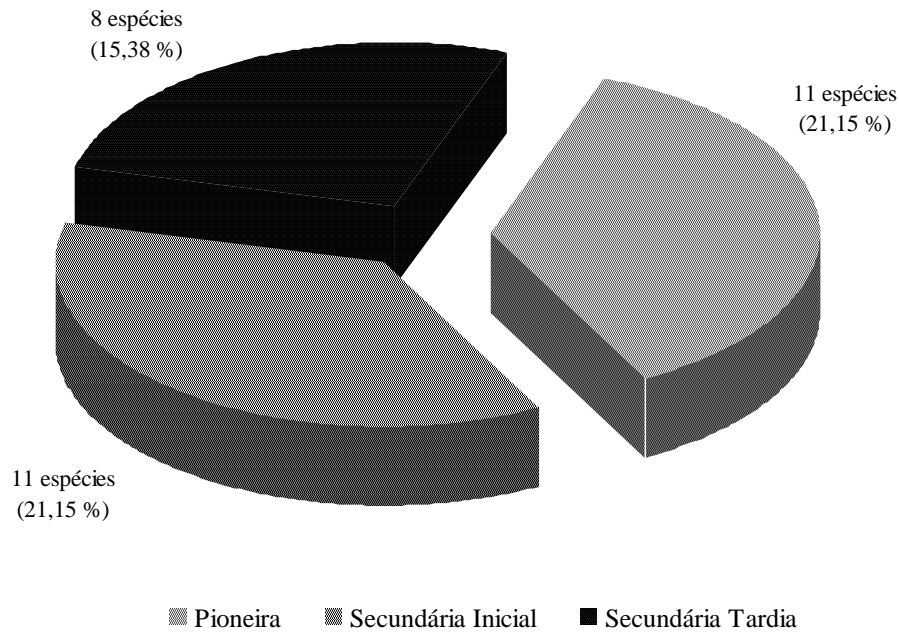


Figura 2.5 – Categorias sucessionais das espécies amostradas no componente arbóreo da regeneração natural no conjunto das quatro áreas restauradas na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, apresentadas em espécies Pioneiras, Secundárias iniciais e Secundárias tardias.

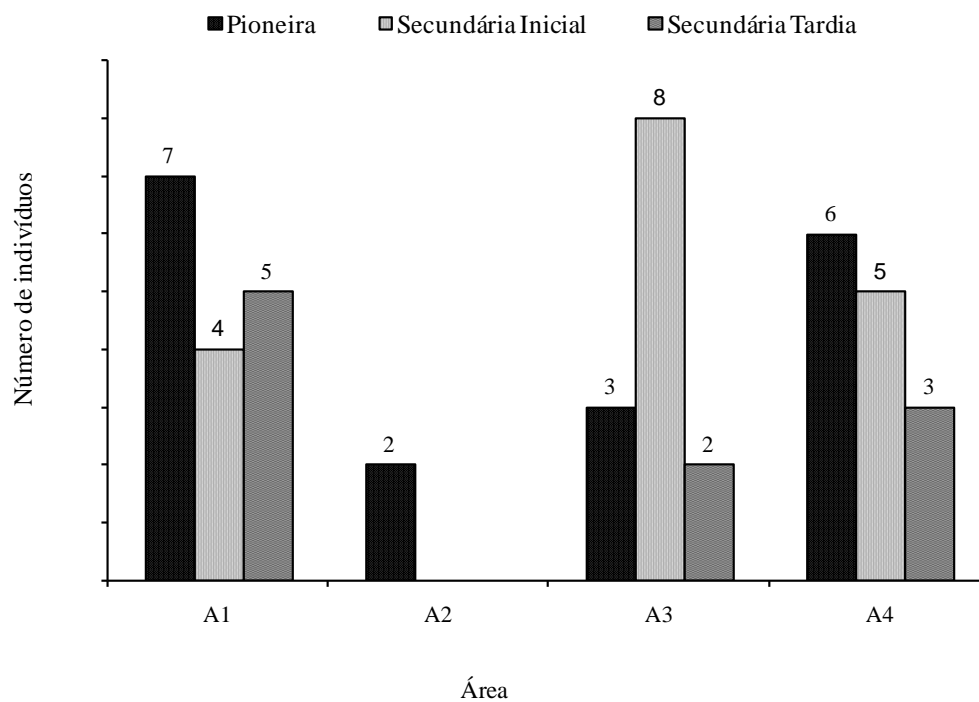


Figura 2.6 – Categorias sucessionais das espécies amostradas no componente arbóreo da regeneração natural em cada área restaurada na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, apresentadas em espécies Pioneiras, Secundárias iniciais e Secundárias tardias.

A predominância de espécies pioneiras e secundárias iniciais nas áreas estudadas era esperada, pois esse grupo possui grande capacidade de colonização, principalmente pela elevada produção de sementes e eficientes mecanismos de dispersão, fatores que explicam o predomínio dessas espécies em áreas perturbadas (Putz, 1983). Alguns autores ainda afirmam que a regeneração dessas espécies é favorecida por distúrbios no solo (Nunez-Farfan e Dirzo 1988). *Trema micrantha*, por exemplo, é encontrada na maioria dos trabalhos realizados em áreas degradadas e possui uma nítida relação com as variações de temperatura, luminosidade e perturbações no solo (Castellani e Aguiar 2001).

Vários estudos mostram que espécies pioneiras têm a germinação favorecida por aberturas no dossel ou retirada da cobertura morta sobre o solo (Bazzaz e Pickett, 1980). A luminosidade é apontada como fator preponderante no acionamento do processo de germinação (Orozco-Segovia e Vázquez-Yanes, 1989).

Segundo Rodrigues e Gandolfi (2000) as espécies pioneiras facilitam a sucessão, mantendo grande interação com a fauna que visita a copa das árvores como local de alimentação e abrigo, atuando como polinizadores e/ou dispersores. Com o passar do tempo, estas árvores pioneiras tornam-se pequenas ilhas de regeneração, uma vez que os animais visitantes deixam sementes sob suas copas, ao defecá-las ou regurgitá-las (Guevara et al., 1986).

Das 26 espécies classificadas quanto a síndrome de dispersão, 53,84% (14 espécies) são dispersas por animais (zoocóricas) e 46,16% (12 espécies) são dispersas pelo vento (anemocoria) (Figura 2.7).

Roth (1987) observou diferenças entre o tipo de dispersão de diásporos e os estratos verticais das florestas tropicais. Morellato e Leitão Filho (1992) observaram diferenças entre os tipos de dispersão em diferentes áreas de fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua no sudeste brasileiro.

Síndromes anemocóricas têm sido frequentemente encontradas em áreas de vegetação mais aberta (Drezner et al., 2001) e nas bordas dos fragmentos (Oliveira e Moreira, 1992). A autocoria também apresenta-se mais vantajosa nestes locais, enquanto unidades de dispersão zoocóricas predominariam nos estratos mais baixos da floresta, nos quais a vida animal seria mais intensa (Roth, 1987). A relação de espécies com dispersão zoocórica em relação às outras síndromes é bem mais intensa e característica da Mata Atlântica (Campassi, 2006). Segundo Almeida et al., (2007), a zoocoria é importante para a conservação da variabilidade genética das espécies,

considerando que as sementes podem germinar e se estabelecer em locais mais distantes da planta mãe, reduzindo a possibilidade do cruzamento de indivíduos aparentados.

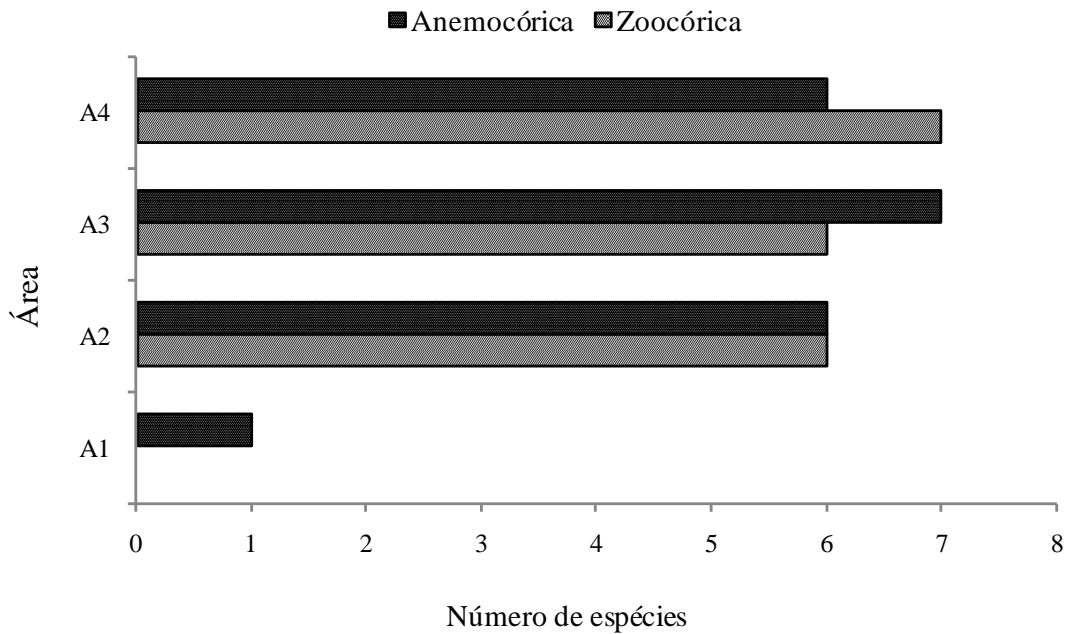


Figura 2.7 – Síndromes de dispersão amostradas no componente arbóreo da regeneração natural em cada área restaurada na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, apresentadas em número de espécies: Ane (Anemocóricas) e Zoo (Zoocóricas).

Apesar da dispersão zoocórica ter se destacado nas áreas estudadas, esta deve ser estimulada, pois as áreas restauradas, principalmente as áreas 1 e 2, encontram-se em um estágio de sucessão inicial e com poucos indivíduos regenerantes. O plantio de espécies atrativas à fauna pode contribuir com a dispersão de sementes e, desta forma, com a colonização de novas áreas, acelerando a regeneração e a sucessão nessas áreas.

A sucessão em pastagens abandonadas é dependente basicamente de sementes dispersadas recentemente, a falta ou baixa dispersão de sementes limita o processo de regeneração em grandes áreas abertas (Uhl et al., 1988; Holl, 1999; Zimmerman et al., 2000).

2.4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com o predomínio de espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais, faz-se necessário plantio de enriquecimento com espécies nativas secundárias tardias ou climáticas como uma medida de enriquecimento da diversidade dessas áreas e de avanço da sucessão.

A composição florística da comunidade regenerante é característica de estágios iniciais de sucessão e apenas estas espécies não são suficientes para garantir uma autosustentabilidade no processo de dinâmica, bem como, acelerar a sucessão das áreas restauradas.

Algumas espécies como *Euterpe edulis*, *Ficus guaranatica*, *Garcinia gadneriana*, *Hymenaea courbaril*, *Cabralea canjeran*, *Duguetia lanceolata*, *Psychotria sessilis*, *Salacia elliptica*, *Trichilia catigua*, entre outras, devem ser introduzidas nas áreas restauradas através de semeadura direta e/ou plantio de mudas, uma vez que funcionem como atrativos para a fauna local e possam catalizar os processos de dinâmica e o avanço sucessional.

Recomenda-se para as áreas, onde o dossel encontra-se aberto formando grandes clareiras, o adensamento com espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias atrativas a fauna, que aumente a densidade da regeneração, de modo a incrementar a estrutura da vegetação e inibir o crescimento de espécies herbáceas e invasoras.

O conhecimento da composição florística, da síndrome de dispersão e das categorias sucessionais da regeneração natural constitui um importante indicador de avaliação e monitoramento de áreas restauradas.

2.5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. M. et al. Espécies Arbóreas Indicadoras da Vegetação de Mata Ciliar e seu Desempenho na Regeneração. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 585-587, 2007.

APG II. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for orders and families of flowering plants: APG II**. Bot. J. Linn. Soc. 141, 2003. p.399-436.

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**, São Carlos, v.59, n.2, p. 319-328, 1999.

BARROSO, G. M. et al. **Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas**. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999. 443p.

BARROSO, G. M. et al. **Sistemática de Angiospermas do Brasil, 2**. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1984. 377p.

BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual review on ecology and systematics**, v. 11, p.287-310, 1980.

BERNACCI, L. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 19, p. 149-164, 1996.

CAMPASSI, F. **Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata Atlântica**. 2006. 85f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

CASTELLANI, E. D.; AGUIAR, I. B. Seed maturation and effect of temperature regime on *Trema micrantha* (L.) Blume seed germination. **Seed Science and Technology**, Zurich, v. 29, n. 1, p. 73-82, 2001.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 291-301, 2002.

CONAMA - Conselho Nacional Do Meio Ambiente. 1993. - **Resolução Conama n° 10**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res93/res1093.html>. Acesso em 20 de jan, 2010.

- COSTA e SILVA, L.V.; LOPES, J.C.A.; MACIEL, G.M. **Diagnóstico da Cobertura Vegetal**. Aimorés: Instituto Terra, 2005. 93p.
- DREZNER, T. D.; FALL, P. L. e STROMBERG, J. C. Plant distribution and dispersal mechanisms at the Hassayampa River Preserve, Arizona, USA. **Global Ecology e Biogeography**, v. 10, p. 205-217, 2001.
- FRANCO, B.K.S. **Análise do banco de sementes e da regeneração natural em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Campus da Universidade Federal de Viçosa, MG**. 2005. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- GALETTI, M.; C.P. ALVES-COSTA e E. CAZETTA. Effects of forest fragmentation, antropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, v. 111, p. 269-273, 2003.
- 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.
- GOMEZ-POMPA, A., WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991.
- GOOGLE EARTH. 2010. **Satellite's Image Software**: versão 4.3 (beta). Disponível em <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 20 de jan. 2010.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.
- GUEVARA, S., PURATA, S. E.; van DER MAAREL, E. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, v. 66, p. 77-84, 1986.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. **Biotropica**, v. 31, p. 229-242, 1999.
- KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Econômica. México. 1948. 479p.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: Ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Editora Aprenda Fácil. 2009. 270p.
- MARTINS, S. V. et al. 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.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, p. 51-62, 2002.

MOBOT. 2010. Missouri Botanical Garden. Disponível em: <http://www.mobot.org/default.asp>. Acesso em 12 de jan. 2010.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Eds). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992. p. 112-140.

MORI, S. A., BOOM, B. M. e PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest species. **Brittonia**, v.33, p. 233-245, 1981.

MORIM, M. P.. Leguminosae arbustivas e arbóreas da Floresta Atlântica do Parque Nacional do Itatiaia, sudeste do Brasil: padrões de distribuição. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 27-45, 2006

NUNEZ-FARFAN, J.; DIRZO, R. Within-gap spatial heterogeneity and seedling performance in a Mexican tropical forest. **Oikos**, v. 51, p. 274-84, 1988.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** v. 32, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA, P. E. A. M.; MOREIRA, A. G. Anemocoria em espécies do cerrado e mata de galeria de Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, v, 15, p. 163-174, 1992.

OROZCO-SEGOVIA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C. Light effect on seed germination in *Piper L.* **Ecologia Plantarum**, v.10, p.123-146, 1989.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE Jr, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 21-42, 1997.

PAULA, A. T. de. **História de Aimorés**. Belo Horizonte: Usina de Livros, 1993. 498p.

PAULA, A. T. de. **Depoimento sobre a devastação em Aimorés**. Aimorés, 1998. 3p.

PICKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Tropical Ecology** , v. 24, n. 1, p. 69-84, 1983.

PINHEIRO, A. A. L., RAMALHO, R. S., VIDAL, M. R. .R. Estudo dendrológico com vista regeneração natural de Meliaceae na microregião de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 5, n. 2, p. 72-88, 1999.

PUERTA, R. Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. **Scientia Forestalis**, v. 62, p.32-39, 2002.

PUTZ, F. E., Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 64, p. 1069-1074, 1983,

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp/Fapesp, 2000. p. 233-247.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 323-333, 2004.

ROTH, I. **Stratification of a tropical forest as seen in dispersal types**. Dordrecht: Dr W. Junk Publishers, 1987.

SCUDELLER, V. V., MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.152, p.185-199, 2001.

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

SILVA, C. T. et al. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 429-441, 2004.

UHL, C. et al. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal Ecology**, v. 69, p. 631-649, 1981.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 663-681, 1988.

van DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 161p.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v, 29, p. 41 – 554, 2006.

VIEIRA, I. C. G.; UHL, C.; NEPSTAD, D. The role of the shrub *Cordia multispicata* as a “succession facilitator” in an abandoned pasture in Paragominas, Amazonia. **Vegetatio**, v. 115, p. 91-99, 1994.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista brasileira de botânica**, v.22, p.217-223, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, p. 65-176, 2002.

ZIMMERMAN, J., PASCARELLA, J., AIDE, M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 328-338, 2000.

CAPÍTULO 3

ESTRUTURA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS RESTAURADAS NA RPPN-FAZENDA BULÇÃO, AIMÓRES, MINAS GERAIS

RESUMO

Este estudo tem por objetivo caracterizar a estrutura do estrato lenhoso e do componente herbáceo da regeneração natural em quatro áreas restauradas. O trabalho foi conduzido no Instituto Terra, em quatro áreas submetidas a diferentes técnicas restauradoras, durante o mês de março e abril de 2009. Foram instalados sistematicamente cinco transectos de 2 x 110 metros, espaçados de 10 metros e distantes 100 metros da borda. Os transectos foram subdivididos em 10 parcelas de 2 x 2 metros cada, equidistantes 10 metros uma da outra, totalizando 50 parcelas e uma área de 200 m² por área. Na amostragem incluiu-se todos os indivíduos arbóreos com altura entre 10 centímetros e 2 metros e com DAS (diâmetro a altura do solo) menor ou igual a 5 cm, à exceção das espécies herbáceas (cipós, gramíneas, ervas e bambus) que foram analisados através da escala de valor de cobertura e abundância. Foram amostrados 346 indivíduos, pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 52 espécies. A densidade total estimada por hectare no levantamento do componente lenhoso foi de 4325 indivíduos. A maior contribuição para este valor coube a espécie *Machaerium acutifolium* (675 ind/ha). Em relação à frequência absoluta e relativa, as espécies de melhor desempenho em cada área foram: A1 - *Celtis brasiliensis*; A2 - *Mimosa caesalpiniiifolia*; A3 - e A4 - *Machaerium acutifolium*. No geral, *Machaerium acutifolium* foi a espécie com maior valor de importância, seguida por *Machaerium nycitans* e *Cupania vernalis*, sendo as três que mais se destacaram em valor de cobertura (VC) e apresentam também maior número de indivíduos (NI), com poucas mudanças de ordem. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J'). A área 2 foi a que apresentou menor diversidade e maior equabilidade, H'=1,60 e J'=0,89, respectivamente. A maior concentração de indivíduos regenerantes encontra-se na menor classe de diâmetro e altura, sugerindo a existência de algum tipo de estresse ecológico nas áreas. Para o componente herbáceo, *Setaria vulpiseta* é a espécie amostrada com maior frequência nas áreas 1, 2 e 4. Quanto aos valores de cobertura e abundância, *Setaria vulpiseta* apresenta o maior valor nas áreas 1 e 2 e *Guadua*

angustifolia nas áreas 3 e 4. As áreas estudadas apresentam diferentes padrões de regeneração natural que devem ser estimulados principalmente, através de técnicas de manejo e controle das espécies herbáceas e invasoras.

CHAPTER 3

NATURAL REGENERATION STRUCTURE IN RESTAURED AREAS AT RPPN-FAZENDA BULCÃO, AIMÓRES, MINAS GERAIS

ABSTRACT

This study aims to describe the structure of the timber extract and herbaceous component of natural regeneration in four restored areas. The work was done at the Instituto Terra in four areas in which different restoration techniques were used, during the months of March and April 2009. Five transects were marked measuring 2 x 110 m each. The transects were 10 m apart from each other and 100 m from the boundary. Each transect was divided into 10 parcels of 2m x 2m and apart 10 m from each other totaling 50 parcels and area of 200 m². The sampling process included all arborous individuals with height ranging from 10cm to 2 m and with DAS (diameter at soil level) below or equal to 5 cm except herbaceous species (vines, grasses, weeds and bamboos). The samples were analyzed according to the scale of covering and abundance value. The sample included 346 individuals belonging from 18 families , 32 genders and 52 species. The total estimated density after survey of the timber component was 4325 individuals per hectare. The biggest contribution to this number was due to the specie *Machaerium acutifolium* (675 ind/ha). About relative and absolute frequency the specie with best performance in each area were: A1 - *Celtis brasiliensis*; A2 - *Mimosa caesalpiniiifolia*; A3 - A4 - *Machaerium acutifolium*. In general, *Machaerium acutifolium* was the most important specie followed by *Machaerium nyctitans* and *Cupania vernalis*. These three species also stood out in covering value (CV) and presented the greatest number of individuals (NI) with little change in the order. Shannon (H') diversity index and Pielou (J') equability index were calculated. Area 2 presented lowest diversity and highest equability H'= 1,60 e J'= 0,89, respectively. The highest concentration of regenerating individuals are the lower diameter and height classes which suggest some kind of ecological stress in the areas. For the herbaceous component ,*Setaria vulpiseta* is among the sampled species the one with highest frequency in areas 1,2 and 4. Regarding covering values and abundance, *Setaria vulpiseta* showed highest values in areas 1 and 2, *Guadua angustifolia* in areas 3 and 4.

The studied areas presented different natural regeneration pattern which should be stimulated especially through handling and control techniques of the invading herbaceous species.

3.1 - INTRODUÇÃO

A destruição de habitat é atualmente a maior causa de perda da biodiversidade no planeta (Primack e Rodrigues, 2001). Em 1990, Brown e Lugo fizeram um estudo em florestas tropicais e constataram que do total de floresta tropical existente na época, cerca de 40% era composta por floresta tropical secundária.

Apesar de nos últimos tempos a preocupação com o desmatamento ter aumentado, a degradação dos recursos naturais ao redor do mundo continua crescendo em níveis alarmantes, cerca de 13 milhões de hectares por ano são convertidos em terras agricultáveis (FAO, 2006).

O processo de colonização e consolidação do território brasileiro aconteceu por meio da exploração predatória dos recursos naturais. Entre os anos de 1990 e 2000 o país perdeu 23 milhões de hectares de suas florestas (FAO, 2001). No município de Aimóres, região leste do estado de Minas Gerais a situação não foi diferente. Originalmente, a região era coberta por uma grande extensão florestal, que devido à exploração de madeira, a construção da ferrovia Vitória-Minas e práticas agrícolas sem planejamento, atualmente encontra-se reduzida a 0,3% de área florestal, enquanto áreas de pastagens perfazem quase 90% do município (EMATER-MG, 1997).

A necessidade de reverter o atual quadro de desmatamento e conseqüentemente a redução da cobertura vegetal tem promovido um aumento crescente nos estudos e execução de projetos de restauração de ecossistemas degradados (Rodrigues e Gandolfi, 1996).

Inicialmente, a metodologia dos projetos de restauração era baseada nos Paradigmas Clássicos da Ecologia, também chamados de “Paradigmas do Equilíbrio” (Pickett et al., 1992; Pickett e Ostfeld, 1992; Pickett e Cadenasso, 2005; Martins et al., 2009), onde características de uma única comunidade, como modelo do clímax existente na paisagem regional, deveria servir de padrão a ser reproduzido pelos projetos de restauração. Esse modelo restringia-se ao plantio de mudas, na qual a área restaurada deveria conter a mesma diversidade e o mesmo número de espécies da comunidade padrão (Rodrigues et al., 2007, Martins et al., 2009).

O conhecimento acumulado, novas pesquisas, análises e discussões levaram a substituição do Paradigma clássico pelo Paradigma Contemporâneo, ou Paradigma do não equilíbrio (Pickett et al., 1992), e novos estudiosos passaram a utilizar a ecologia

de restauração (Zedler e Callaway, 1999; Suding et al., 2004; Young et al., 2005; Andel e Aronson, 2005).

Dentro desse novo contexto, a busca pela comunidade estável e única como modelo de referência foi corrompida. E assim, mudanças sucessionais da vegetação são aceitas e podem seguir múltiplas trajetórias (Zedler e Callaway, 1999).

Outras possibilidades foram então consideradas e desenvolvidas como ações de restauração, como a possibilidade da chegada de propágulos da vizinhança na área degradada, a funcionalidade dos agentes dispersores, o papel do banco de sementes e o potencial regenerativo da área e de cada espécie (Rodrigues et al., 2007).

O potencial regenerativo de cada espécie pode ser considerado quando esta apresenta, ou não, sobrevivência de plântulas e de plantas jovens, capacidade de brotamento, quebra de dormência das sementes e capacidade de propagar suas sementes via dispersão, a partir de remanescentes próximos (Gorchov et al., 1993).

Quando uma área de cultura agrícola ou pastagem é abandonada, a sua recuperação pode ser lenta ou rápida, dependendo de fatores como o tempo de abandono, estado de degradação do solo, proximidade das fontes de propágulos, presença de agentes dispersores e predação de sementes e plântulas (Guariguata e Ostertag, 2001). Áreas degradadas abandonadas tendem a serem recolonizadas naturalmente e o resultado final desse processo espontâneo de sucessão ecológica geralmente é representado por uma paisagem diferente da original (Mesquita et al., 2001).

Neste sentido, este estudo tem por objetivo caracterizar a estrutura fitossociológica do componente lenhoso e herbáceo da regeneração natural, visando avaliar o potencial regenerativo das áreas e das espécies, a fim de propor metodologias adequadas para catalisar o processo de sucessão e restauração de áreas degradadas.

3.2 - MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 - Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Nacional – RPPN Fazenda Bulcão, inserida no município de Aimorés, região do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, localizada entre as coordenadas $19^{\circ}22'45''\text{S} / 41^{\circ}25'45''\text{W}$ e $19^{\circ}56'95''\text{S} / 40^{\circ}58'40''\text{W}$ (Figura 3.1).

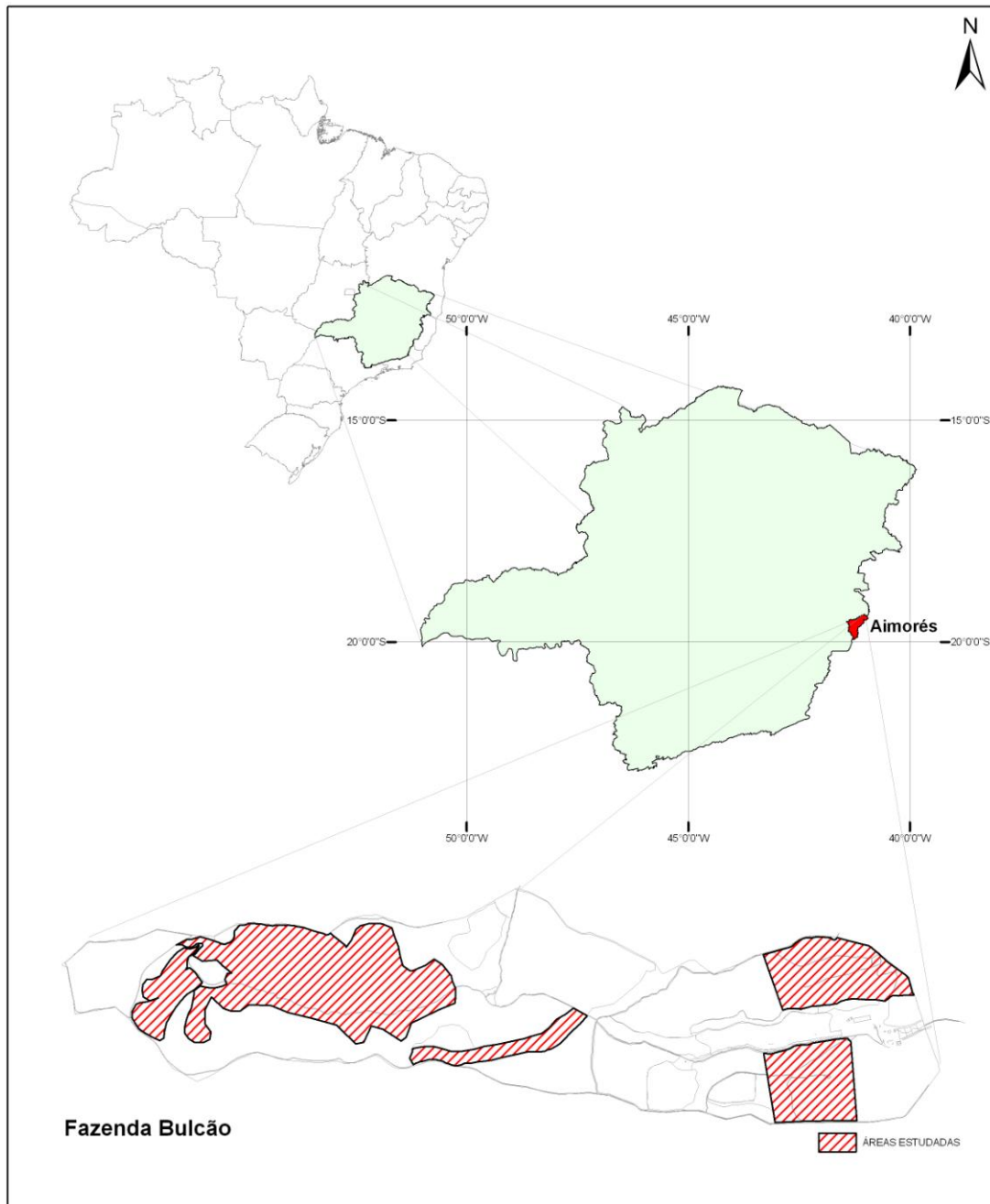


Figura 3.1 – Localização do município de Aimorés no estado de Minas Gerais e da Sede da Fazenda Bulcão.

O clima da região segundo Köppen é do tipo Cwa, que corresponde ao clima tropical de altitude. A precipitação anual média é de 953 mm e a temperatura média anual é de 28° C. Os solos existentes são predominantemente do tipo latossolos, com altitudes que variam de 83 a 1.118 metros (EMATER-MG, 1997).

A área estudada está inserida sob o domínio de Floresta Atlântica e faz parte de um projeto de restauração florestal iniciado no ano de 1998 pelo Instituto Terra. Buscando reverter esse cenário, o Instituto Terra visa restaurar a biodiversidade do ecossistema florestal da região, através de diferentes formas de intervenção, restabelecendo os processos ecológicos e contribuindo para a manutenção da biodiversidade local. Dentro dos 709,84 hectares da Fazenda Bulcão, o objetivo é plantar 600 ha de espécies nativas da Mata Atlântica. Até 2005 mais de 960 mil mudas de espécies florestais foram plantadas em 310 hectares de áreas anteriormente ocupadas por pastagens, o que representa 45% da área total da propriedade já trabalhada (Costa e Silva et al., 2005).

As coletas de campo foram realizadas em quatro áreas distintas, submetidas a tratamentos de diferentes intensidades:

**Área 1 – Raposinho 2002.* Possui 41 hectares apresentando poucos sinais de erosão com presença do capim raposinho (*Setaria vulpiseta* (Lam.) Roem. e Schult.). Plantou-se diversas espécies arbóreas, predominantemente *Acacia* sp., no ano de 2002. O espaçamento utilizado foi de 3,0 x 3,0 m com a utilização de 200 gramas de superfosfato simples por cova. A área foi roçada de três a quatro vezes por ano, e o tratamento encerrado em 2006.

**Área 2 – Peroba 2000.* Possui uma área de 35 hectares com poucos sinais de erosão. Foram introduzidas mudas de espécies nativas e exóticas, principalmente do gênero *Acacia* sp. O espaçamento utilizado foi de 3,0 x 3,0 m com a utilização de 200 gramas de superfosfato simples por cova. No ano de 2004, foi feito o manejo e retirados os indivíduos de *Acacia*.

**Área 3 – Capoeira sem manejo.* Possui aproximadamente 125 hectares, encontra-se em regeneração natural a aproximadamente 35 a 40 anos, sem nenhum tipo de intervenção de manejo. Observa-se, principalmente nas grandes clareiras, a infestação da taquarinha (*Guadua angustifolia*).

* *Área 4 – Regeneração 2002*. Possui 13 hectares, baixa declividade e poucos sinais de erosão. Área regenerante, onde no ano de 2002 realizou-se de forma dispersa, sem espaçamento definido, o plantio de espécies florestais nativas da Mata atlântica. É realizada a capina e a desrama para controle das plantas invasoras.

3.2.2 Metodologia

Instalou-se sistematicamente, nas quatro áreas submetidas a tratamentos distintos: Área 1 – Raposinho 2002; Área 2 – Peroba 2000; Área 3 – Capoeira sem manejo; Área 4 – Regeneração 2002, cinco transectos de 2 x 110 metros, espaçados por 10 metros e distantes 100 metros da borda. Os transectos foram subdivididos em 10 parcelas de 2 x 2 metros cada, equidistantes 10 metros uma da outra, totalizando 50 parcelas e uma área de 200 m². A amostragem foi realizada no mês de março e abril de 2009 (Figura 3.2).

Na amostragem da regeneração natural incluiu-se todos os indivíduos arbóreos com altura entre 10 cm e 2 m e com DAS (diâmetro a altura do solo) \leq 5cm; à exceção das espécies herbáceas (cipós, gramíneas, ervas e bambus) que foram analisados através da escala de valor de cobertura e densidade proposta por Braun-Blanquet (1964) e modificada por Mueller-Dombois e Elleberg (1974), que sugere expressar a sociabilidade dos indivíduos da área estudada através da escala: **r** = Espécie muito rara com cobertura insignificante; **+** = Espécie rara com pequena cobertura; **1** = Espécie com muitos indivíduos e com cobertura menor que 5% da área; **2** = Espécie abundante e que cobre de 5 a 25% da área; **3** = Espécie que cobre de 25 até 50% da área, qualquer que seja o número de indivíduos; **4** = Espécie cobrindo de 50 até 75% da área, qualquer que seja o número de indivíduos; **5** = Espécie cobrindo mais de 75% da área, qualquer que seja o número de indivíduos. Os dados foram convertidos para a escala de Van der Maarel (1979), para obtenção do desempenho médio, onde: **r** = 0,05%, **+** = 0,1%, **1** = 0,25%, **2** = 15%, **3** = 37,5%, **4** = 62,5%, **5** = 87,5%.

Para o processamento dos dados referentes à estrutura do componente lenhoso e herbáceo da regeneração natural utilizou-se o software Excel (2007). Calculou-se os índices de Shannon Wiener (H') e equabilidade de Pielou (J') segundo Brown e Zar (1984), para o componente lenhoso.

O valor de cobertura (VC) e a frequência absoluta (FA) para cada espécie do componente herbáceo foram calculados pela fórmula (Braun-Blanquet, 1979):

VC = soma das porcentagens de cobertura das espécies nas parcelas, dividida pelo número total de parcelas.

FA = número de parcelas em que a espécie ocorre, multiplicado por 100 e dividido pelo número total de parcelas.

Os dados de campo foram calculados utilizando-se o programa Excel (2007). Para cada área amostrada, foram calculados os parâmetros fitossociológicos seguindo as fórmulas (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974):

Área basal total ABT = $\sum AB_i$

Densidade absoluta da espécie i (DA_i) = n_i/A

Densidade relativa da espécie i (DR_i) = $100n_i/N$

Dominância absoluta da espécie i (DoA_i) = AB_i/A

Dominância relativa da espécie i (DoR_i) = $100AB_i/ABT$

Frequência absoluta da espécie i (FA_i) = $100 U_i/UT$

Frequência relativa da espécie i (FR_i) = $100 FA_i / \sum FA_i$

Valor de cobertura da espécie i (VC) = DR_i + DoR_i

Valor de importância da espécie i (VI) = DR_i + FR_i + DoR_i

onde:

i = uma espécie aleatória

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos amostrados

A = área amostrada em m²

AB_i = área basal da espécie i, obtida pelo somatório das áreas basais de todos os indivíduos desta espécie (em m²)

ABT = área basal total amostrada (em m²)

U_i = número de parcelas com ocorrência da espécie i

Ut = número total de parcelas

Os resultados dos parâmetros fitossociológicos foram apresentados em ordem decrescente de IVI.

As diferenças na densidade de indivíduos e número de espécies amostradas entre as áreas foram avaliadas utilizando análise de variância (ANOVA) através do programa SPSS 15.0 e a comparação das médias de densidade e riqueza de espécies amostradas na regeneração natural nas quatro áreas pelo teste de Tukey (Warr, et al., 1993). Em todos os testes, o nível de significância adotado foi de $p \leq 0,05$.

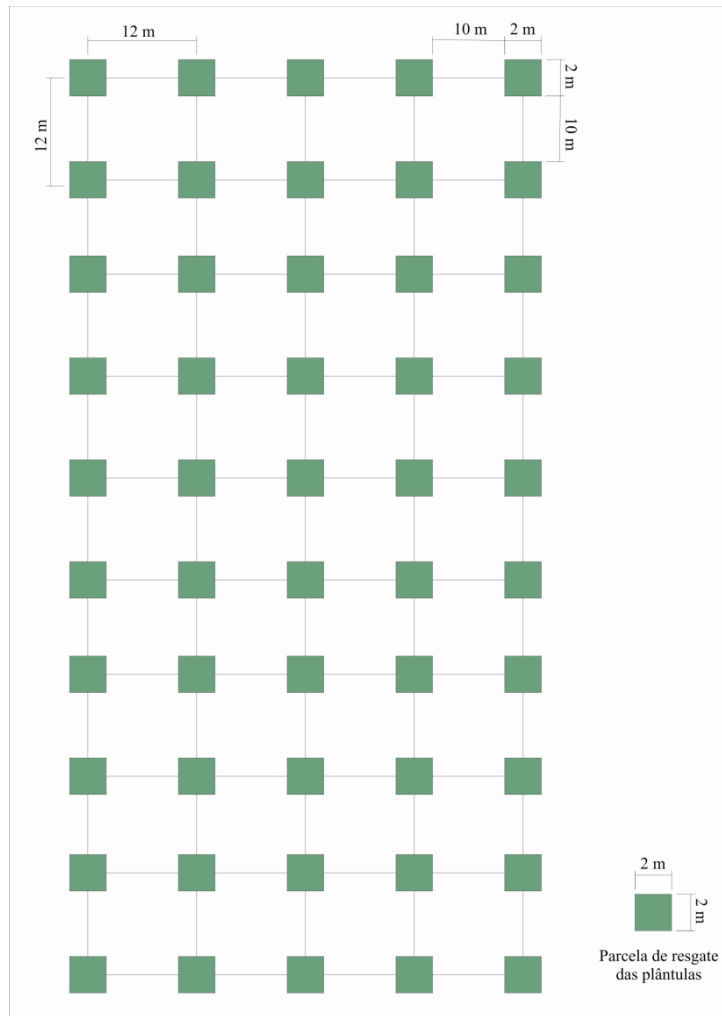


Figura 3.2 - Esquema de alocação dos transectos e distribuição das parcelas de 2 x 2 metros para amostragem da regeneração natural na RPPN Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

3.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Análise do estrato lenhoso da regeneração natural

Na compilação dos dados do componente lenhoso da regeneração natural foram amostrados 346 indivíduos, pertencentes a 18 famílias, 32 gêneros e 52 espécies. A densidade total estimada por hectare no levantamento foi de 4.325 indivíduos. A maior contribuição para este valor coube às espécies: *Machaerium acutifolium* (675 ind/ha), *Cupania vernalis* (375 ind/ha) e *Machaerium nycitans* (338 ind/ha). Representando juntas 1.388 ind/ha, ou seja, 32,09% da densidade absoluta total. Do total de espécies amostradas, 14 (26,92%) estão representadas por apenas um indivíduo (Tabela 3.1).

Analisando separadamente as áreas 1, 2, 3 e 4, a densidade absoluta de indivíduos na regeneração natural pode ser observada nas Tabelas 3.2; 3.3; 3.4 e 3.5. As espécies que mais se destacaram em densidade relativa nas áreas foram: A1 - *Acacia mangium* (21,21%), *Celtis brasiliensis* (18,18%) e *Anadenanthera peregrina* (12,12%); A2- *Mimosa caesalpiniiifolia* (40%), e Indeterminada 05 (20%); A3 - *Cupania vernalis* (18,69%), *Machaerium nycitans* (17,76%) e *Piptadenia gonoacantha* (14,02%) e A4 - *Machaerium acutifolium* (28,83%) e Indeterminada 07 (9,82%).

Como a maioria dos estudos fitossociológicos se concentram em contemplar o estrato arbóreo (DAP > 5 cm), poucos estudos são encontrados para comparação direta dos resultados do estrato subarbustivo em áreas restauradas. Pinto et al., (2005) estudando o estrato regenerativo em nascentes perturbadas obtiveram uma densidade média de 9.450 indivíduos/ha, enquanto Oliveira et al. (2001) encontraram 5.640 indivíduos/ha em áreas de Floresta Atlântica de Encosta, valores superiores ao encontrado no presente estudo.

Altos valores de densidade no estrato da regeneração natural podem estar relacionados à estratégia contínua de regeneração das espécies frente à alta mortalidade a que estão sujeitas (Dorneles e Negrelle, 2000).

Entre os ambientes estudados, os resultados de densidade tiveram diferenças relevantes quanto ao número de indivíduos/ha. Lima (2007); Griscom e Ashton (2003), estudando áreas com diferentes graus de perturbação, observaram uma maior densidade de indivíduos nas áreas dominadas por bambu, porém, os valores médios de densidade não diferiram estatisticamente entre os ambientes estudados.

Segundo Hubbell et al. (1999) ambientes com grandes clareiras aumentam consideravelmente a densidades de indivíduos em comparação ao subbosque. Apesar das áreas 1 e 2 possuírem um dossel menos contínuo e conseqüentemente maior quantidade de luz incidente, a menor densidade de indivíduos apresentados nessas áreas pode estar relacionado à dominância da espécie *Setaria vulpiseta*.

A frequência absoluta e relativa das espécies por área ocorreram da seguinte forma: A1 - *Celtis brasiliensis*; A2 - *Mimosa caesalpinifolia*; A3 - e A4 - *Machaerium acutifolium* (Tabelas 3.2; 3.3; 3.4 e 3.5). Observa-se que a maioria das espécies não apresentou altos valores de frequência, caracterizando um padrão de distribuição que tende ao agregado, com os indivíduos se agrupando em poucas parcelas. Esse padrão agregado de distribuição espacial foi também observado por Nappo et al. (2000).

No que diz respeito à dominância absoluta e relativa das áreas amostradas, as espécies que predominaram foram as mesmas que ocuparam as primeiras posições em densidade, com exceção da Área 4, onde a espécie indeterminada 07 foi a mais dominante (Tabelas 3.2; 3.3; 3.4 e 3.5).

Essas espécies que apresentaram bom desempenho na regeneração natural das áreas amostradas (maiores valores de frequência, densidade e dominância), apresentam alto potencial regenerativo, mostrando-se adaptadas a solos pouco férteis e a alta intensidade luminosa, o que pode favorecer a sucessão natural quando manejadas e conduzidas para dar melhores condições de sítio para outras espécies mais exigentes.

No geral, *Machaerium acutifolium* (10,94%) foi a espécie com maior valor de importância (VI%), seguida por: *Machaerium nycitans* (7,47%), *Cupania vernalis* (6,10%), Indeterminada 07 (5,31%), *Piptadenia gonoacantha* (3,89%), *Celtis brasiliensis* (3,83%), Indeterminada 10 (3,75%), *Mimosa caesalpinifolia*; (3,68%), Indeterminada 08 (3,39%) e *Astronium fraxinifolium* (3,10%). Tais espécies somadas correspondem a 51,45% do VI total, sendo as mesmas que ocupam as primeiras posições de valor de cobertura (VC) e apresentam também maior número de indivíduos (NI), com poucas mudanças de ordem (Figura 3.3) e (Tabela 3.1).

O valor de importância (VI %) das espécies amostradas em cada área foi apresentado em ordem decrescente: na Área 1 - *Celtis brasiliensis* (19,03%) e *Acacia mangium* (12,39%) foram as mais representativas; na Área 2 – foi *Mimosa caesalpinifolia* (43,22%) a espécie com maior importância; *Machaerium nycitans* (18,38%) e *Cupania vernalis* (13,47%) foram as espécies com maiores VI na Área 3 e *Machaerium acutifolium* (20,14%) na Área 4. Tais espécies são as mesmas que

apresentam o maior valor de cobertura (VC) e número de indivíduos (NI), com poucas mudanças de ordem (Figura 3.4) e (Tabelas 3.2; 3.3; 3.4 e 3.5).

O somatório da área basal encontrado nas áreas foi de 0,257 m²/ha. As espécies que mais contribuíram para este valor foram: *Mimosa caesalpinifolia*; *Machaerium nyctitans* e *Machaerium acutifolium*. A Área 4 foi a que apresentou maior área basal, principalmente pelo fato de possuir maior densidade de indivíduos, sendo estes com os maiores valores de DAP. As áreas 1 e 2, dominadas pelo capim raposinho (*Setaria vulpisetata*) apresentaram menor densidade de indivíduos e menor área basal.

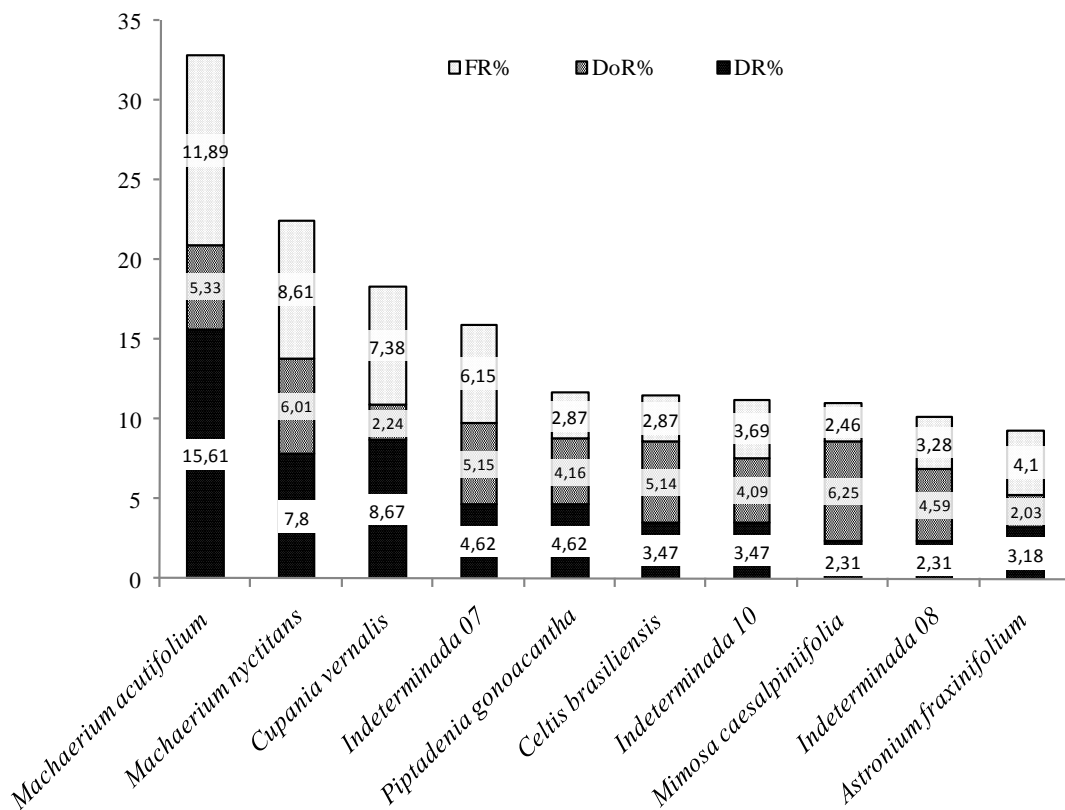


Figura 3.3 – Espécies que atingiram os maiores valores de importância e cobertura no conjunto das quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG. DR % = densidade relativa em porcentagem; DoR % = dominância relativa em porcentagem e FR % = frequência relativa em porcentagem.

Tabela 3.1 – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na regeneração natural das quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, ordenadas de forma decrescente em valor de importância, em que NI= número de indivíduos; AB = área basal; DA = densidade absoluta; DR= densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR= dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR= frequência relativa; VI= valor de importância (%); VC= valor de cobertura (%).

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	54	0,001096	675	15,61	0,014	5,33	14,5	11,89	10,94	10,47
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	27	0,001236	338	7,80	0,015	6,01	10,5	8,61	7,47	6,91
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	30	0,000460	375	8,67	0,006	2,24	9	7,38	6,10	5,45
Indeterminada 07	16	0,001058	200	4,62	0,013	5,15	7,5	6,15	5,31	4,89
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	16	0,000856	200	4,62	0,011	4,16	3,5	2,87	3,89	4,39
<i>Celtis brasiliensis</i> Gardner	12	0,001058	150	3,47	0,013	5,14	3,5	2,87	3,83	4,31
Indeterminada 10	12	0,000840	150	3,47	0,011	4,09	4,5	3,69	3,75	3,78
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	8	0,001286	100	2,31	0,016	6,25	3	2,46	3,68	4,28
Indeterminada 08	8	0,000944	100	2,31	0,012	4,59	4	3,28	3,39	3,45
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	11	0,000418	138	3,18	0,005	2,03	5	4,10	3,10	2,61
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	9	0,000646	113	2,60	0,008	3,14	4	3,28	3,01	2,87
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	8	0,000820	100	2,31	0,010	3,99	3	2,46	2,92	3,15
<i>Alseis floribunda</i> Schott	10	0,000669	125	2,89	0,008	3,25	3	2,46	2,87	3,07
<i>Manihot</i> sp	7	0,000920	88	2,02	0,012	4,48	2,5	2,05	2,85	3,25
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	10	0,000364	125	2,89	0,005	1,77	4	3,28	2,65	2,33
<i>Acacia mangium</i> Willd	15	0,000315	188	4,34	0,004	1,53	2,5	2,05	2,64	2,93
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speng.	14	0,000201	175	4,05	0,003	0,98	3,5	2,87	2,63	2,51
Indeterminada 16	3	0,000991	38	0,87	0,012	4,82	1,5	1,23	2,31	2,84
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A.Gray	7	0,000515	88	2,02	0,006	2,51	2,5	2,05	2,19	2,27
<i>Pterygota brasiliensis</i> Fr. All.	1	0,000903	13	0,29	0,011	4,39	0,5	0,41	1,70	2,34
Indeterminada 15	4	0,000457	50	1,16	0,006	2,22	2	1,64	1,67	1,69
Indeterminada 17	6	0,000284	75	1,73	0,004	1,38	2	1,64	1,59	1,56
Indeterminada 13	2	0,000566	25	0,58	0,007	2,75	1	0,82	1,38	1,67
Papilionoideae sp2	4	0,000265	50	1,16	0,003	1,29	2	1,64	1,36	1,22
<i>Tabebuia</i> sp	3	0,000449	38	0,87	0,006	2,18	1	0,82	1,29	1,53
Indeterminada 18	2	0,000431	25	0,58	0,005	2,10	1	0,82	1,16	1,34

Continua...

Tabela 3.1 – Cont...

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Genipa americana</i> L.	2	0,000405	25	0,58	0,005	1,97	1	0,82	1,12	1,27
Papilionoideae sp1	4	0,000096	50	1,16	0,001	0,47	2	1,64	1,09	0,81
<i>Allophylus edulis</i> (A. St. Hil. e al.) Radlk.	5	0,000016	63	1,45	0,000	0,08	2	1,64	1,05	0,76
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	4	0,000140	50	1,16	0,002	0,68	1,5	1,23	1,02	0,92
Indeterminada 09	2	0,000288	25	0,58	0,004	1,40	1	0,82	0,93	0,99
<i>Zeyera tuberculosa</i> (Vell.)Bur.	2	0,000213	25	0,58	0,003	1,04	1	0,82	0,81	0,81
Indeterminada 01	3	0,000108	38	0,87	0,001	0,53	1	0,82	0,74	0,70
Indeterminada 12	2	0,000132	25	0,58	0,002	0,64	1	0,82	0,68	0,61
Indeterminada 14	2	0,000099	25	0,58	0,001	0,48	1	0,82	0,63	0,53
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	2	0,000093	25	0,58	0,001	0,45	1	0,82	0,62	0,52
Indeterminada 05	2	0,000176	25	0,58	0,002	0,86	0,5	0,41	0,62	0,72
<i>Inga vulpina</i> Mart.	2	0,000073	25	0,58	0,001	0,36	1	0,82	0,58	0,47
<i>Psidium guajava</i> L	2	0,000144	25	0,58	0,002	0,70	0,5	0,41	0,56	0,64
Indeterminada 06	1	0,000189	13	0,29	0,002	0,92	0,5	0,41	0,54	0,60
Indeterminada 11	1	0,000074	13	0,29	0,001	0,36	0,5	0,41	0,35	0,32
<i>Ouratea</i> sp	1	0,000062	13	0,29	0,001	0,30	0,5	0,41	0,33	0,30
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Fr. All.	1	0,000037	13	0,29	0,000	0,18	0,5	0,41	0,29	0,24
<i>Swartzia</i> sp	1	0,000034	13	0,29	0,000	0,17	0,5	0,41	0,29	0,23
Indeterminada 04	1	0,000033	13	0,29	0,000	0,16	0,5	0,41	0,29	0,23
<i>Solanum americanum</i> Miller	1	0,000033	13	0,29	0,000	0,16	0,5	0,41	0,29	0,23
<i>Melanoxylon brauna</i> Schot.	1	0,000026	13	0,29	0,000	0,13	0,5	0,41	0,28	0,21
Indeterminada 03	1	0,000024	13	0,29	0,000	0,12	0,5	0,41	0,27	0,20
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0,000007	13	0,29	0,000	0,03	0,5	0,41	0,24	0,16
Indeterminada 02	1	0,000003	13	0,29	0,000	0,02	0,5	0,41	0,24	0,15
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Müll.Arg.) Pax.	1	0,000002	13	0,29	0,000	0,01	0,5	0,41	0,24	0,15
<i>Machaerium</i> sp2	1	0,000002	13	0,29	0,000	0,01	0,5	0,41	0,24	0,15

Tabela 3.2 – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na regeneração natural da Área 1 na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, ordenadas de forma decrescente em valor de importância, em que NI= número de indivíduos; AB = área basal; DA = densidade absoluta; DR= densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR= dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR= frequência relativa; VI= valor de importância (%); VC= valor de cobertura (%).

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Celtis brasiliensis</i> Gardner	12	0,0011	600	18,18	0,053	19,99	14	18,92	19,03	19,09
<i>Acacia mangium</i> Willd	14	0,0003	700	21,21	0,014	5,16	8	10,81	12,39	13,18
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	4	0,0006	200	6,06	0,028	10,53	8	10,81	9,13	8,30
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	3	0,0007	150	4,55	0,034	12,68	6	8,11	8,44	8,61
<i>Pterygota brasiliensis</i> Fr. All.	1	0,0009	50	1,52	0,045	17,06	2	2,70	7,09	9,29
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speng.	8	0,0002	400	12,12	0,009	3,28	4	5,41	6,94	7,70
<i>Genipa americana</i> L.	2	0,0004	100	3,03	0,020	7,65	4	5,41	5,36	5,34
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A.Gray	3	0,0004	150	4,55	0,020	7,45	2	2,70	4,90	6,00
<i>Alseis floribunda</i> Schott	5	0,0001	250	7,58	0,006	2,44	2	2,70	4,24	5,01
<i>Zeyera tuberculosa</i> (Vell.)Bur.	2	0,0002	100	3,03	0,011	4,03	4	5,41	4,16	3,53
Indeterminada 01	3	0,0001	150	4,55	0,005	2,04	4	5,41	4,00	3,29
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	2	0,0001	100	3,03	0,004	1,38	4	5,41	3,27	2,20
<i>Psidium guajava</i> L	2	0,0001	100	3,03	0,007	2,72	2	2,70	2,82	2,88
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	1	0,0001	50	1,52	0,003	1,10	2	2,70	1,77	1,31
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	0,0001	50	1,52	0,003	1,07	2	2,70	1,76	1,29
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Fr. All.	1	0,0000	50	1,52	0,002	0,71	2	2,70	1,64	1,11
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	1	0,0000	50	1,52	0,002	0,65	2	2,70	1,62	1,08
Indeterminada 02	1	0,0000	50	1,52	0,000	0,07	2	2,70	1,43	0,79

Tabela 3.3 – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na regeneração natural da Área 2 na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, ordenadas de forma decrescente em valor de importância, em que NI= número de indivíduos; AB = área basal; DA = densidade absoluta; DR= densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR= dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR= frequência relativa; VI= valor de importância (%); VC= valor de cobertura (%).

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	4	0,00073	200	40,00	0,036	61,10	4	28,57	43,22	50,55
Indeterminada 05	2	0,00018	100	20,00	0,009	14,80	2	14,29	16,36	17,40
Indeterminada 06	1	0,00019	50	10,00	0,009	15,82	2	14,29	13,37	12,91
<i>Acacia mangium</i> Willd	1	0,00004	50	10,00	0,002	3,51	2	14,29	9,26	6,75
Indeterminada 04	1	0,00003	50	10,00	0,002	2,78	2	14,29	9,02	6,39
Indeterminada 03	1	0,00002	50	10,00	0,001	1,99	2	14,29	8,76	6,00

Tabela 3.4 – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na regeneração natural da Área 3 na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, ordenadas de forma decrescente em valor de importância, em que NI= número de indivíduos; AB = área basal; DA = densidade absoluta; DR= densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR= dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR= frequência relativa; VI= valor de importância (%); VC= valor de cobertura (%).

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	19	0,001099	950	17,76	0,055	17,91	30	19,48	18,38	17,83
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	20	0,000377	1000	18,69	0,019	6,14	24	15,58	13,47	12,41
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	15	0,000829	750	14,02	0,041	13,51	14	9,09	12,21	13,76
<i>Manihot</i> sp	7	0,000920	350	6,54	0,046	15,00	10	6,49	9,35	10,77
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	8	0,000588	400	7,48	0,029	9,58	14	9,09	8,72	8,53
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	10	0,000364	500	9,35	0,018	5,93	16	10,39	8,56	7,64
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	6	0,000392	300	5,61	0,020	6,38	10	6,49	6,16	6,00
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	7	0,000225	350	6,54	0,011	3,67	8	5,19	5,14	5,11
Papilionoideae sp2	4	0,000265	200	3,74	0,013	4,32	8	5,19	4,42	4,03
<i>Tabebuia</i> sp	3	0,000449	150	2,80	0,022	7,32	4	2,60	4,24	5,06

Continua...

Tabela 3.4 – Cont...

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
Indeterminada 18	2	0,000431	100	1,87	0,022	7,02	4	2,60	3,83	4,45
<i>Inga vulpina</i> Mart.	2	0,000073	100	1,87	0,004	1,19	4	2,60	1,89	1,53
<i>Ouratea</i> sp	1	0,000062	50	0,93	0,003	1,01	2	1,30	1,08	0,97
<i>Solanum americanum</i> Miller	1	0,000033	50	0,93	0,002	0,54	2	1,30	0,92	0,74
<i>Melanoxylon brauna</i> Schot.	1	0,000026	50	0,93	0,001	0,43	2	1,30	0,89	0,68
<i>Machaerium</i> sp2	1	0,000002	50	0,93	0,000	0,03	2	1,30	0,76	0,48

Tabela 3.5 – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na regeneração natural da Área 4 na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, ordenadas de forma decrescente em valor de importância, em que NI= número de indivíduos; AB = área basal; DA = densidade absoluta; DR= densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR= dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR= frequência relativa; VI= valor de importância (%); VC= valor de cobertura (%).

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	47	0,000871	2350	28,83	0,044	10,97	54	20,61	20,14	19,90
Indeterminada 07	16	0,001058	800	9,82	0,053	13,33	30	11,45	11,53	11,57
Indeterminada 10	12	0,000840	600	7,36	0,042	10,58	18	6,87	8,27	8,97
Indeterminada 08	8	0,000944	400	4,91	0,047	11,89	16	6,11	7,63	8,40
Indeterminada 16	3	0,000991	150	1,84	0,050	12,48	6	2,29	5,54	7,16
<i>Alseis floribunda</i> Schott	5	0,000540	250	3,07	0,027	6,80	10	3,82	4,56	4,93
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	10	0,000084	500	6,13	0,004	1,05	16	6,11	4,43	3,59
Indeterminada 15	4	0,000457	200	2,45	0,023	5,75	8	3,05	3,75	4,10
Indeterminada 17	6	0,000284	300	3,68	0,014	3,58	8	3,05	3,44	3,63
Indeterminada 13	2	0,000566	100	1,23	0,028	7,13	4	1,53	3,29	4,18
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speng.	6	0,000027	300	3,68	0,001	0,34	12	4,58	2,87	2,01
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	6	0,000065	300	3,68	0,003	0,81	10	3,82	2,77	2,25
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	5	0,000149	250	3,07	0,007	1,88	8	3,05	2,67	2,47
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	5	0,000027	250	3,07	0,001	0,33	10	3,82	2,41	1,70

Continua...

Tabela 3.5 – Cont...

ESPÉCIE	NI	AB	DA	DR (%)	DoA	DoR (%)	FA	FR(%)	VI(%)	VC(%)
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A.Gray	4	0,000122	200	2,45	0,006	1,53	8	3,05	2,35	1,99
Papilionoideae sp1	4	0,000096	200	2,45	0,005	1,21	8	3,05	2,24	1,83
Indeterminada 09	2	0,000288	100	1,23	0,014	3,63	4	1,53	2,13	2,43
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.Hil. e al.)Radlk.	5	0,000016	250	3,07	0,001	0,20	8	3,05	2,11	1,63
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	3	0,000106	150	1,84	0,005	1,33	4	1,53	1,57	1,59
Indeterminada 12	2	0,000132	100	1,23	0,007	1,66	4	1,53	1,47	1,44
Indeterminada 14	2	0,000099	100	1,23	0,005	1,25	4	1,53	1,34	1,24
Indeterminada 11	1	0,000074	50	0,61	0,004	0,93	2	0,76	0,77	0,77
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	0,000036	50	0,61	0,002	0,46	2	0,76	0,61	0,54
<i>Swartzia</i> sp.	1	0,000034	50	0,61	0,002	0,43	2	0,76	0,60	0,52
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	1	0,000027	50	0,61	0,001	0,34	2	0,76	0,57	0,48
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0,000007	50	0,61	0,000	0,09	2	0,76	0,49	0,35
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Müll.Arg.) Pax.	1	0,000002	50	0,61	0,000	0,03	2	0,76	0,47	0,32

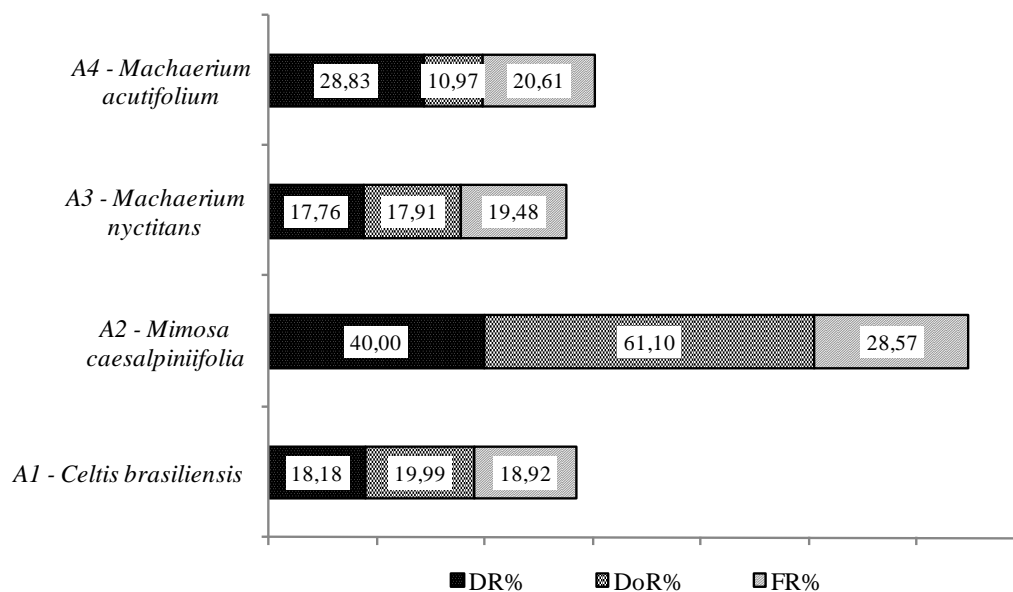


Figura 3.4 – Espécies que atingiram os maiores valores de importância e cobertura em cada área amostrada na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG. DR % = densidade relativa em porcentagem; DoR % = dominância relativa em porcentagem e FR % = frequência relativa em porcentagem.

A concentração de indivíduos regenerantes encontra-se na menor classe de diâmetro e altura, 80,63% dos indivíduos (279 indivíduos) possuem menos que 1cm de diâmetro e 46,24% (160 indivíduos) até 0,50 cm de altura (Figuras 3.5 e 3.6). Observa-se que o aumento do diâmetro e da altura implica na diminuição da densidade de indivíduos nas áreas.

Nas primeiras classes onde aparece o maior número de indivíduos é a fase de germinação das plântulas, e seu estabelecimento ainda não foi alcançado. Harper (1977) sugere que a susceptibilidade a estresses ecológicos e mortalidade por competição, predação e doenças tende a diminuir a densidade de indivíduos regenerantes. Nessa fase de estabelecimento, as plântulas sofrem intensa pressão seletiva do ambiente e, são consideradas ainda “não estabelecidas” e muitas dificilmente atingirão a idade adulta. Desta forma, é necessário o estabelecimento do maior número de indivíduos nas menores classes de tamanho para manter a dinâmica das populações (Felfili, 1997; Felfili e Abreu, 1999).

A distribuição diamétrica explica parte da estrutura florestal, a qual é definida pela caracterização do número de indivíduos por unidade de área e por intervalo de classe de diâmetro (Pires O’Brien e O’Brien, 1995).

A interpretação das medidas de diâmetro e altura das espécies amostradas nas áreas mostra a situação do potencial regenerativo, indicando possíveis deficiências

nesse potencial, pois o estabelecimento e o ciclo de vida das espécies nas maiores classes de diâmetro e altura não estão se completando. Talvez, este fato possa estar relacionado à alta densidade de indivíduos de *Setaria vulpiseta* e *Guadua angustifolia* que possam competir e criar condições desfavoráveis para a regeneração e o estabelecimento de outras espécies.

Apenas a área 1 apresentou um indivíduo na classe diamétrica acima dos 4 cm. E as áreas 1 e 3 são as que apresentaram maior número de indivíduos com altura acima de 1,75m; 12 e 7 indivíduos, respectivamente (Figuras 3.5 e 3.6).

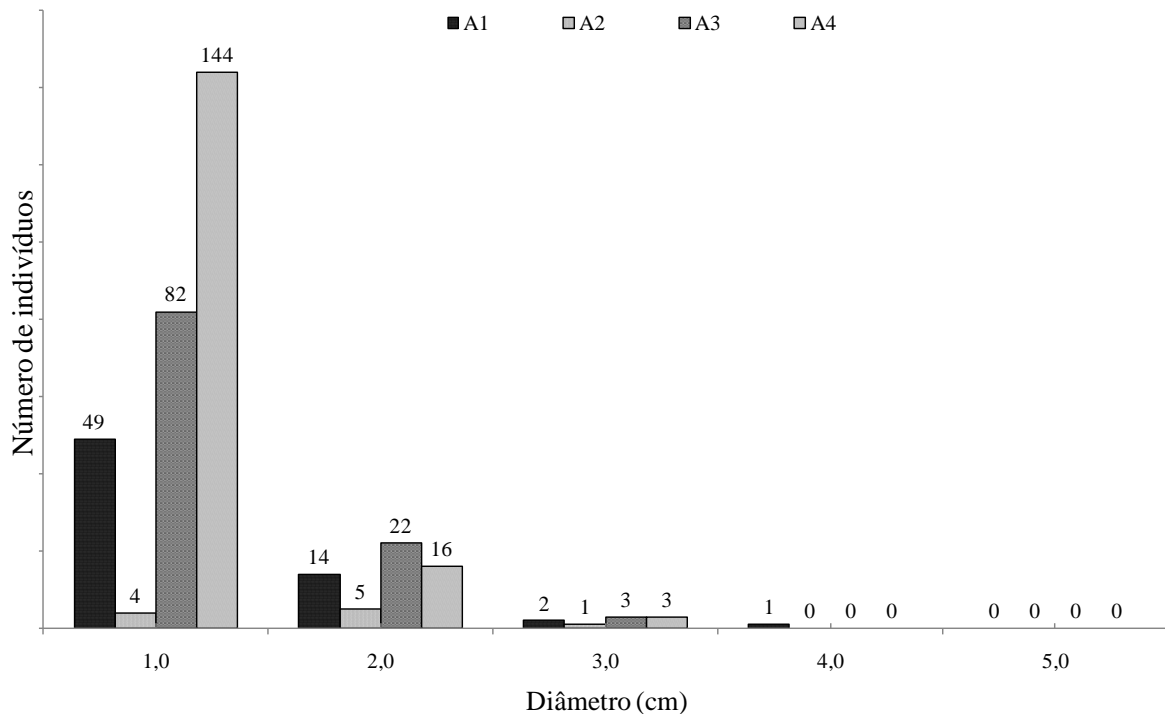


Figura 3.5 - Distribuição do número de indivíduos regenerantes presentes nos centros das classes de diâmetro em cada área amostrada na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

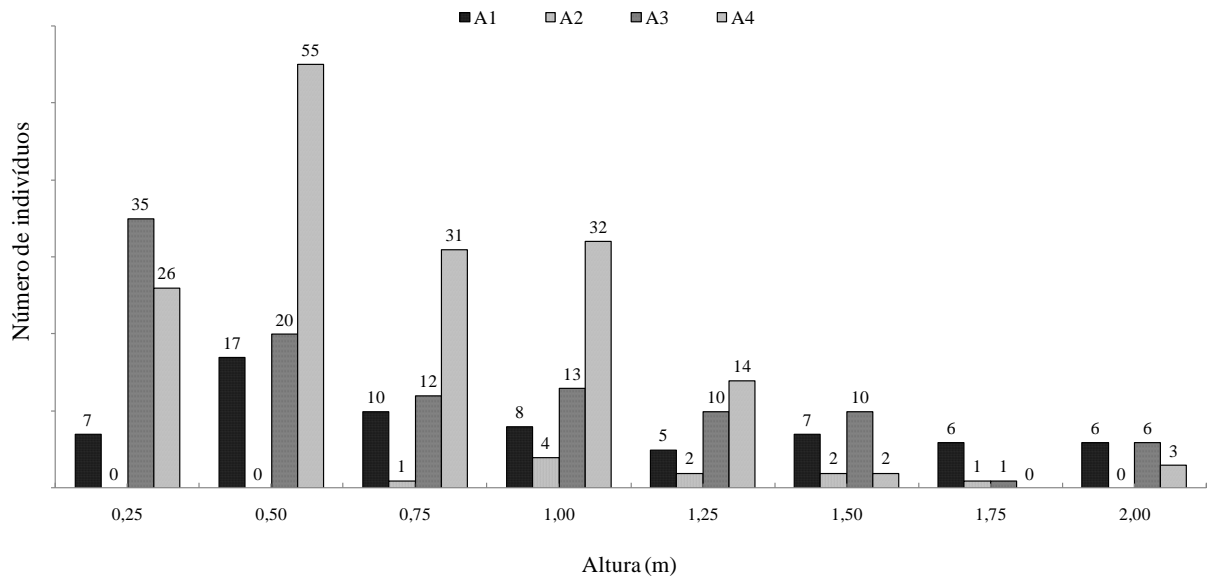


Figura 3.6 - Distribuição do número de indivíduos regenerantes presentes nos centros das classes de altura em cada área amostrada na RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Os resultados obtidos para os índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J') das quatro áreas estão apresentados na Tabela 3.6:

Tabela 3.6 – Índice de diversidade de Shanno (H') e equabilidade Pielou (J') encontrados para a regeneração natural nas quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG.

Área	H'	J'
Área - 1	2,48	0,86
Área - 2	1,60	0,89
Área - 3	2,37	0,85
Área - 4	2,71	0,82

Os valores obtidos para o índice de diversidade são semelhantes àqueles encontrados no sub-bosque ao redor das clareiras, que variam de 1,39 a 3,02 (Martins et al., 2008).

Os resultados obtidos para o índice de diversidade apresentam uma diferença significativa da área 2 quando comparados as outras áreas. Isso pode ser explicado pela presença das espécies *Mimosa caesalpinifolia* e *Acacia mangium*, que apresentam comportamento agressivo e dominante na área, que podem estar influenciado na

germinação e no estabelecimento de outras espécies. Do mesmo modo, a formação de uma densa camada de biomassa pela gramínea *Setaria vulpiseta*, encontrada dominando tanto a regeneração natural como o banco de sementes, pode dificultar a germinação e o crescimento de outras espécies arbustivo-arbóreas, podendo atrasar o processo de sucessão secundária nas áreas.

3.3.2 Análise do Componente Herbáceo

Avaliando as quatro áreas estudadas, foram amostradas 17 espécies entre cipós, gramíneas, bambu e ervas prostradas.

As espécies com maior frequência, valores de cobertura e abundância, e ocorrência nas áreas amostradas estão representadas na tabela 3.6. Os valores são indicativos da importância de cada espécie dentro da composição florística das áreas amostradas.

Nas Áreas 1, 2 e 4, *Setaria vulpiseta* é a espécie amostrada com maior frequência. Encontra-se em 92%, 96% e 46% das parcelas amostradas nas respectivas áreas, seguida por *Synedrellopsis grisebachii*, que aparece bem representada nas áreas 1 e 2, sendo amostrado respectivamente em 50% e 44% das parcelas e *Guadua angustifolia* que, nas Áreas 3 e 4 encontra-se de forma adensada em 90% (Área 3) e 76% (Área 4) das parcelas amostradas.

Quanto aos valores de cobertura e abundância, *Setaria vulpiseta* apresenta o maior valor nas áreas 1 e 2 (37,95% e 30,86%; respectivamente) e *Guadua angustifolia* nas áreas 3 e 4 (42,51% e 69,25%; respectivamente).

Uma das consequências da conversão das florestas em áreas de pastagens é a disseminação de espécies que apresentam alto potencial para se tornarem invasoras quando encontram condições propícias para a dispersão e crescimento. Isto foi observado nas áreas de estudo, onde *Setaria vulpiseta*, e *Guadua angustifolia* são encontradas em grande frequência e ampla cobertura, o que condiz com a agressividade dessas espécies em colonizarem grandes áreas abertas, via propagação clonal ou por sementes.

Tabela 3.6 – Parâmetros estruturais das espécies amostradas na regeneração natural das quatro áreas da RPPN – Fazenda Bulcão, Aimóres, MG, ordenadas por ordem alfabética de família, gênero e espécie em que FA = frequência absoluta; VC= valor de cobertura (%); Ui = número de unidades amostrais nas quais se encontra a i-ésima espécie; A1 = Área 1; A2 = Área 2; A3 = Área 3; A4 = Área 4 e T = Somatório de unidades amostrais da quatro áreas nas quais se encontra a i-ésima espécie.

FAMÍLIA - ESPÉCIE	FA (%)				VC				Ui					
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	T	
Arecaceae														
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Brurret	0.0	0.0	6.0	0.0	0.00	0.00	0.02	0.00	0	0	3	0	3	
Asteraceae														
<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron.	50.0	44.0	0.0	0.0	17.62	17.56	0.00	0.00	25	22	0	0	47	
Fabaceae - Caesalpinoideae														
<i>Bauhinia</i> sp.	0.0	0.0	16.0	0.0	0.00	0.00	2.26	0.00	0	0	8	0	8	
Fabaceae - Mimosoideae														
<i>Acacia</i> sp.	0.0	0.0	8.0	14.0	0.00	0.00	1.06	2.86	0	0	4	7	11	
<i>Mimosa debilis</i> Humb. Bonpl. Ex Willd.	14.0	0.0	0.0	0.0	0.92	0.00	0.00	0.00	7	0	0	0	7	
<i>Mimosa sensitiva</i> L.	6.0	0.0	0.0	0.0	1.35	0.00	0.00	0.00	3	0	0	0	3	
Fabaceae-Faboideae														
<i>Desmodium incanum</i> DC	34.0	0.0	0.0	0.0	2.31	0.00	0.00	0.00	17	0	0	0	17	
<i>Machaerium sp1</i>	0.0	0.0	0.0	8.0	0.00	0.00	0.00	1.65	0	0	0	4	4	
<i>Machaerium sp2</i>	0.0	0.0	6.0	34.0	0.00	0.00	0.61	14.56	0	0	3	17	20	
Indeterminada														
Indeterminada 19	4.0	0.0	26.0	22.0	0.01	0.00	3.48	5.76	2	0	13	11	26	
Indeterminada 20	0.0	0.0	6.0	0.0	0.00	0.00	0.60	0.00	0	0	3	0	3	
Indeterminada 21	0.0	0.0	18.0	0.0	0.00	0.00	1.52	0.00	0	0	9	0	9	
Indeterminada 22	0.0	18.0	0.0	0.0	0.00	1.67	0.00	0.00	0	9	0	0	9	
Indeterminada 23	0.0	22.0	0.0	0.0	0.00	0.64	0.00	0.00	0	11	0	0	11	

Continua...

Tabela 2.3 – Cont...													
FAMÍLIA - ESPÉCIE	FA (%)				VC				Ui				
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	T
Poaceae													
<i>Guadua angustifolia</i> Kunth	0.0	0.0	90.0	76.0	0.00	0.00	69.25	42.52	0	0	45	38	83
<i>Setaria vulpiseta</i> (Lam.) Roem. e Schult.	92.0	96.0	2.0	46.0	37.95	30.86	0.30	14.47	46	48	1	23	118
Salicaceae													
<i>Casearia silvestris</i> Swartz.	2.0	0.0	0.0	0.0	1.25	0.00	0.00	0.00	1	0	0	0	1
Trigoniaceae													
<i>Trigonia floccosa</i> Rusby	0.0	0.0	10.0	12.0	0.00	0.00	2.11	7.05	0	0	5	6	11

Nem sempre a recolonização das áreas, após abertura do dossel, se dá por espécies pioneiras arbustivas e arbóreas capazes de restabelecer a estrutura inicial da floresta. A recolonização dessas áreas, principalmente áreas perturbadas, pode ser iniciada por espécies invasoras e oportunistas (Bruman e Filgueiras, 1993); dentro deste contexto, insere-se a ocupação de áreas por bambus e gramíneas invasoras.

A predominância de *Setaria vulpisetata* deve estar diretamente relacionada com o histórico de uso da terra, já que as áreas restauradas eram anteriormente ocupadas por pastagem. Desta forma, acredita-se que o capim raposinho seja ainda remanescente das áreas de pastagens, persistindo devido às condições favoráveis à sua permanência. Dada esta condição, os tratos culturais realizados na implantação dos reflorestamentos e nos anos subseqüentes não foram suficientes para impedir a permanência da espécie.

As gramíneas possuem uma rápida taxa de crescimento, a morfologia e disposição foliar assim como, a deposição de camadas de folhas mortas, reduzem a disponibilidade de luz ao nível do solo, o que dificulta o estabelecimento e desenvolvimento de sementes e plântulas de espécies lenhosas. O sistema radicular superficial, peculiar a este grupo, aumenta a competição por nutrientes e água do solo, novamente interferindo nos processos de regeneração das espécies arbóreas (Vieira e Pessoa, 2001).

Guadua angustifolia é nativa da Colômbia, possui hábito de crescimento entouceirante ou alastrante, formando comunidades homogêneas e compactas, que de tal maneira excluem outras plantas. Seus rizomas são curtos e grossos, com raízes na sua parte inferior (Silva, 2005).

A dominância por bambus suprime ou retarda o recrutamento e a colonização de espécies arbóreas e a sobrevivência e crescimento de indivíduos adultos (Oliveira-Filho et al., 2004, Tabarelli e Mantovani, 2000, Martins et al., 2004). Além disso, pode impedir a germinação de sementes, o crescimento de plântulas ou mesmo promover a morte de plântulas de espécies arbóreas pelo sombreamento (Whitmore, 1975).

É possível que, nas áreas 3 e 4, a descontinuidade do dossel tenha favorecido a ocupação da área pelo bambu e pelo capim. Embora *Guadua angustifolia* e *Setaria vulpisetata* não tenha invadido completamente as áreas de estudo, o manejo se faz necessário para que haja a continuidade nas etapas de dinâmica da regeneração, tais como a germinação de sementes, o estabelecimento e o crescimento de plântulas do sub-bosque e a colonização por espécies arbóreas.

Fatores críticos podem impedir ou dificultar o crescimento e estabelecimento de plântulas após a chegada das sementes, como predação, ataque de fungos e principalmente a competição e a inibição provocada pelas plantas invasoras (*Setaria vulpiseta* e *Guadua angustifolia*), que por sua vez, apresentam dominantes nas áreas amostradas.

Como observado no presente estudo, Souza (2000) também verificou que a densidade de indivíduos herbáceos está diretamente relacionada com a abertura do dossel. Por não serem tão exigentes, as espécies herbáceas, mesmo com a pouca disponibilidade de água, alta intensidade luminosa e variações de temperatura são capazes de se desenvolver e assegurar sua permanência por longos períodos. Parrota e Knowles (1999) observam uma relação no estabelecimento das gramíneas com a abertura no dossel e conseqüente entrada de luz. Trata-se de um registro importante, tendo em vista que a ocupação de plantas herbáceas pode dificultar o estabelecimento da regeneração natural e comprometer assim, os processos dinâmicos.

Esse padrão de colonização inicial por espécies herbáceas e invasoras pode ser atribuído a uma série de fatores como a ampla distribuição geográfica desse grupo de plantas, grande tolerância ecológica que, aliada à síndrome de dispersão predominantemente anemocórica, facilitaria a chegada de sementes (Gomez-Pompa, 1971; Castellani e Stubblebine, 1993).

Os cipós não se apresentaram de forma agressiva e infestante nas áreas amostradas. A presença de trepadeiras típicas em áreas abertas corrobora com a observação feita por Castellani e Stubblebine (1993), de que tais espécies são encontradas em ecossistemas perturbados. Desde que não se apresentem de forma dominante, as lianas funcionam como bom catalisador de sucessão, nas árvores mortas, com poucas folhas ou em locais que funcionem como poleiros artificiais, criam um aspecto verde de folhagem, promovendo um ambiente protegido e propício para o abrigo da fauna, caracterizando-se como poleiro vivo. Além disso, aumentam o poder atrativo da área, oferecendo alimento através de suas folhas, flores e frutos.

Na interpretação da análise de variância as áreas 1 e 2; 1 e 3; 3 e 4 não apresentam diferença significativa ($p < 0,05$) para a densidade de indivíduos amostrados na regeneração natural. Enquanto para número de espécies, apenas as áreas 1 e 2 e áreas 1 e 3 não apresentam diferença significativa ($p < 0,05$).

3.4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As áreas onde foram aplicadas técnicas de restauração convencionais como o plantio de mudas e tratos culturais (capina e desrama) ainda oferecem condições ecológicas para a manutenção das populações de espécies herbáceas, como gramíneas agressivas, embora espécies arbóreas também ocorram.

Plantios de enriquecimento com espécies de estágios sucessionais mais avançados deverão ser realizados a fim de potencializar a regeneração natural.

As áreas estudadas apresentam diferentes padrões de regeneração natural, que devem ser estimulados através do manejo adequado das espécies herbáceas e invasoras, para que o recrutamento das espécies nativas arbustivas e arbóreas seja estimulado e assim, catalize os processos de sucessão natural.

A disponibilidade de luz provocada pela deciduidade foliar da maioria das espécies arbóreas plantadas deve estar contribuindo para o desenvolvimento e permanência de plantas herbáceas no sub-bosque da floresta em restauração.

Recomenda-se para as áreas onde o dossel encontra-se aberto, formando grandes clareiras, o adensamento com espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias atrativas a fauna, que aumente a densidade da regeneração, de modo a incrementar a estrutura da vegetação e inibir o crescimento de espécies herbáceas e invasoras.

A alta frequência, cobertura e densidade das espécies *Setaria vulpiseta* e *Guadua angustifolia* possivelmente estão interferindo de forma direta nos processos de dinâmica e nas técnicas de restauração aplicadas nas áreas, dificultando a regeneração de espécies arbóreas.

O estudo do componente herbáceo e lenhoso do estrato inferior da regeneração natural torna-se importante ferramenta na escolha e implantação de técnicas que melhor se enquadram nos projetos de restauração bem como, aprimora o conhecimento dos processos ecológicos naturais.

Cabe destacar que embora as áreas necessitem ainda de intervenções no sentido de acelerar a restauração florestal, as ações até agora adotadas permitiram um grande ganho ecológico, através da cobertura do solo, da formação de dossel e do aumento da diversidade vegetal.

3.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDEL, J. van; ARONSON, J. **Restoration ecology: the new frontier**. Oxford: Blackwell Publ. 2005. 254 p.
- BRAUN-BLANQUET J. **Fitosociologia; bases para el estudio de las comunidades vegetales**. 3 ed. Madri: H. Blume, 1964. 820p
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical Secondary Forests. **Journal Tropical Ecology**, v. 6, p. 1 - 32, 1990.
- BROWN, J.; ZAR, J. H. **Field e laboratory methods for general ecology**. Northern Illinois University, 1984. 226p.
- BURMAN, A. G.; FILGUEIRAS, T. S. A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). **Thaiszia**, v. 3, p. 53-58, 1993.
- CASTELLANI, T. T.; STUBBLEBINE, W. H. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 16, p. 181-203, 1993.
- COSTA e SILVA, L.V.; LOPES, J. C. A.; MACIEL, G. M. **Diagnóstico da Cobertura Vegetal**. Aimorés: Instituto Terra, 2005. 93p.
- DORNELES, L. P. P.; NEGRELLE, R. R. B. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 53, p. 85-100, 2000.
- FAO. **Zero tillage development in tropical Brazil. The story of a successful NGO activity**, by J.N. Landers. FAO Agricultural Services Bulletin No. 147. Rome. 2001.
- FAO. 2006. Conservation agriculture homepage. (<http://www.fao.org>).
- FELFILI, J. M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 91, p. 235-245, 1997.
- FELFILI, J. M. ; ABREU, H. M. Regeneração natural de *Roupala montana* Aubl., *Piptocarpha macropoda* Back. e *Persea fusca* Mez. em quatro condições ambientais na mata de galeria do Gama-DF. **Cerne**, v.5, n.2, p.125-132, 1999.
- Gomez-Pompa, A. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. **Biotropica**, v. 3, p. 125-135, 1971.

GORCHOV, D. L. et al. The role of seed dispersal in the natural regeneration of a rain forest after strip cutting in the Peruvian Amazon. **Vegetatio**, v.107, n.108, p. 339- 349, 1993.

GOOGLE EARTH. 2010. **Satellite's Image Software**: versão 4.3 (beta). Disponível em <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 20 de jan. 2010.

GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 175, p. 445-454, 2003.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

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

HUBBELL, S. P. et al. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. **Science**, Washington, v. 283, p. 554-557, 1999.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 479p.

LIMA, R. A. F. de. **Regime de distúrbio e dinâmica da regeneração natural na Floresta Pluvial Atlântica Submontana**. 2007. 233f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2007.

MARTINS, S.V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: UFV, 2009. p. 19-51.

MARTINS, S.V.; GLERIANI, J. M.; AMARAL, C. H.; RIBEIRO, T. M. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 759-767, 2008.

MARTINS, S. V. et al. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in southeastern Brazil. **Pant Ecology**, v. 172, n. 1, p. 121-131, 2004.

MESQUITA, R. C. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528-537, 2001.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1974. 547p.

NAPPO, M. E.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, v. 24, p. 297-307, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy e tree species composition of a tropical semideciduos forest in Southeastern Brasil. **Vegetatio**, v. 113, n. 2, p. 99-124, 2004.

OLIVEIRA, R. J.; MANTOVANI, W.; MELO, M. M. R. F. Estrutura do componente arbustivo arbóreo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, p. 391-412, 2001.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O. H. Restoring of tropical Moist forest on bauxite-mined lands in Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 2, p.103-116, 1999.

PICKETT, S. T. A.; OSTEFELD, R. S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R. L.; BATES, S. F. (Eds). **A new century for natural resources management**. Washington, DC: Island Press, 1992. p. 261-295.

PICKETT, S. T. A.; PARKER, V. T.; FIEDLER, L. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S. K. (Eds). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, and management**. New York: Chapman and Hall, 1992. p. 65-68.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Vegetation dynamics. In: VAN DER MAAREL, E. (Eds). **Vegetation ecology**. Oxford: Blackwell Publ., p. 172-198, 2005.

PINTO, L. V. A. et al. Distribuição das espécies arbóreo-arbustiva ao longo do gradiente de umidade do solo de nascentes pontuais da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Cerne**, v. 11, n. 3, p. 294-305, 2005.

PIRES O' BRIEN, M. J.; O'BRIEN, C. M. **Ecologia e modelamento de florestas tropicais**. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Serviço de informação e documentação, Belém. 1995.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 1, p. 4-15, 1996.

RODRIGUES, R. R. et al. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal brasileira**, Colombo, n.55, p. 7-21, 2007.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E.. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p.

SILVA, R. M. DE C. **Caracterização do Taquaruçu (*Guadua* sp.) e do seu ambiente**

de ocorrência na Bacia do Rio Crixás-Açu, Goiás, Brasil. 2005. 81f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2005

SOUZA, F. M. de. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da Regeneração natural em áreas restauradas.** 2000. 78f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2000.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, n. 19, p. 46-53, 2004.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap - phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, v. 148, p. 149-155, 2000.

van DER MAAREL, E. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. **Vegetatio**, The Hague, v. 39, n. 2, p. 97-114, 1979.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, v. 52, p. 17-30, 2001.

OUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, n. 8, p. 662-673, 2005.

ZEDLER, J. B.; CALAWAY, J. C. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? **Restoration Ecology**, n. 7, p. 69-73, 1999.

WARR, S.J.; THOMPSON, K.; KENT, M.; Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling techniques. **Program Geography and Physics**. v. 17, p. 329-347, 1993.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the Ear East.** Oxford: Claredon Press, 1975.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de algumas técnicas restauradoras nas áreas terem sido realizadas, principalmente nas áreas 1 e 2, outras técnicas nucleadoras (plantio de adensamento e enriquecimento com espécies atrativas à fauna, transposição do banco de sementes, semeadura direta), que possam favorecer a chegada de propágulos e a sucessão natural, devem ser aplicadas de forma mais intensa, de modo a inibir a germinação e o desenvolvimento de espécies herbáceas e invasoras como *Setaria vulpiseta*, *Brachiaria decumbens*, *Eleusine indica*, *Digitaria horizontalis* e *Guadua angustifolia* que germinaram e se estabeleceram de modo agressivo no banco de sementes e possivelmente em condições favoráveis irão ter um pico de germinação muito alto, dominando essas áreas e conseqüentemente impossibilitando a germinação e o desenvolvimento de espécies arbustivas e arbóreas.

Para as áreas que se confrontam com áreas de pastagens, recomenda-se o plantio de uma faixa de espécies arbóreas nativas frutíferas e atrativas para a fauna dispersora, com espaçamento reduzido, por exemplo, de 2 x 2 m, para que funcione como cerca viva e conseqüentemente diminua a densidade dessas sementes que chegam à área restaurada.

A composição florística e a densidade de sementes germinadas no banco de sementes do solo estão diretamente relacionadas com o histórico de perturbação e o estágio sucessional em que se encontram as áreas.

A composição da comunidade regenerante é característica de estágios iniciais de sucessão e apenas estas espécies não são suficientes para garantir um rápido avanço da sucessional. Desta forma, o plantio de enriquecimento ou semeadura direta com espécies nativas secundárias tardias ou climácicas (*Euterpe edulis*, *Ficus guaranatica*, *Garcinia gadneriana*, *Hymenaea courbaril*, *Cabralea canjeran*, *Duguetia lanceolata*, *Psychotria sessilis*, *Salacia elliptica*, *Trichilia catigua*, entre outras) podem funcionar como catalizador da sucessão e da biodiversidade local.

Recomenda-se o controle e fechamento das grandes clareiras através do plantio de adensamento com espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias atrativas à fauna,

que aumente a densidade da regeneração, de modo a incrementar a estrutura da vegetação e inibir o crescimento de espécies herbáceas e invasoras.

Diferentes padrões de regeneração natural são encontrados neste trabalho nas diferentes áreas, o que evidencia a importância do estudo do banco de sementes, da regeneração natural e da condução correta das técnicas restauradoras nos processos de recomposição de áreas degradadas.

O projeto de restauração florestal como um todo necessita de ajustes no sentido de estimular a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas nas diferentes áreas. Contudo, cabe ressaltar que as ações restauradoras adotadas até o momento promoveram a cobertura do solo, a formação do dossel florestal e o aumento da diversidade vegetal em áreas antes ocupadas por pastos degradados.