

UFRRJ

INSTITUTO DE AGRONOMIA

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRICULTURA ORGÂNICA**

DISSERTAÇÃO

**Estabelecimento de Espécies Florestais Nativas
da Mata Atlântica Plantadas em Áreas
Degradadas no Entorno da Reserva Biológica do
Tinguá, Nova Iguaçu, RJ**

Hercides Marques de França Junior

2013



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA ORGÂNICA**

**ESTABELECIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS DA
MATA ATLÂNTICA PLANTADAS EM ÁREAS DEGRADADAS NO
ENTORNO DA RESERVA BIOLÓGICA DO TINGUÁ, NOVA
IGUAÇU, RJ**

HERCIDES MARQUES DE FRANÇA JUNIOR

Sob a Orientação do Professor
Eduardo Francia Carneiro Campello

e Co-orientação do Professor
Alexander Silva de Resende

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agricultura Orgânica**, no Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2013

634.956098153

F814e

T

França Junior, Hercides Marques de, 1982-
Estabelecimento de espécies florestais
nativas da Mata Atlântica plantadas em
áreas degradadas no entorno da Reserva
Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ /
Hercides Marques de França Junior. - 2013.
62 f.: il.

Orientador: Eduardo Francia Carneiro
Campello.

Dissertação (mestrado) - Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de
Pós-Graduação em Agricultura Orgânica,
2013.

Bibliografia: f. 49-62.

1. Florestas - Conservação - Reserva
Biológica do Tinguá (RJ) - Teses. 2.
Reflorestamento - Reserva Biológica do
Tinguá (RJ) - Teses. 3. Degradação
ambiental - Reserva Biológica do Tinguá
(RJ) - Teses. 4. Plantio (Cultivo de
plantas) - Reserva Biológica do Tinguá
(RJ) - Teses. I. Campello, Eduardo Francia
Carneiro, 1956- II. Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-
Graduação em Agricultura Orgânica. III.
Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA ORGÂNICA

HERCIDES MARQUES DE FRANÇA JUNIOR

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agricultura Orgânica**, no Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28/02/2013.

Eduardo Francia Carneiro Campello. (Dr.) - EMBRAPA AGROBIOLOGIA
(Orientador)

Mariella Camardelli Uzêda. (Dra.) – EMBRAPA AGROBIOLOGIA

Fabiano de Carvalho Balieiro. (Dr.) – EMBRAPA SOLOS

Dedico este trabalho ao meu pai Hercides Marques de França (*in memorian*) e ao meu tio Hernandes Marques de França (*in memorian*), os dois homens mais importantes durante toda a minha trajetória de vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por estar sempre guiando meus caminhos.

A minha família, que sempre me apoiou em todas as etapas da minha vida, me acompanhando e incentivando a dar passos cada vez mais firmes e em frente; obrigado pelo carinho, pelos maravilhosos finais de semana, pelos telefonemas e pela presença constante.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Eduardo Francia de Carneiro Campello e ao meu co-orientador Dr. Alexander Silva de Resende, pela orientação, pelos grandes momentos de aprendizagem, amizade, atenção e paciência nos momentos mais difíceis no decorrer do curso.

Ao pesquisador Guilherme Montandon Chaer, pelos ajustes na metodologia das análises de solo.

Aos professores do PPGAO e aos professores convidados, que se esforçaram para nos passar seus conhecimentos no decorrer do curso.

A UFRRJ pela oportunidade concedida, nesta renomada instituição de ensino e pesquisa.

A EMBRAPA Agrobiologia pela oportunidade concedida, nesta renomada instituição de Pesquisa.

A Adriana e os bolsistas do Laboratório de Leguminosas Florestais da Embrapa Agrobiologia pelo convívio.

Ao Alessandro e ao Felipe pela ajuda nas análises laboratoriais e pelo humor contagiante.

A todos os colegas de mestrado, pelo companheirismo e pela amizade.

A Gerusa Vanderlei pela oportunidade concedida, credibilidade, amizade, incentivo, pelos ensinamentos administrativos, principalmente pela ajuda e compreensão nos momentos difíceis, muito obrigado.

Aos proprietários das fazendas, por concederem a coleta de material para esse estudo.

A Entidade Ambientalista Onda Verde, por conceder e acreditar neste trabalho criando o Laboratório de Ecologia e Restauração de Áreas degradadas onde foram realizadas as análises Granulométricas e por todo o apoio logístico.

A todos os estagiários da Entidade Ambientalista Onda Verde, principalmente do módulo de Restauração Florestal pela ajuda em campo e laboratório.

A PETROBRAS pelo patrocínio por meio do Programa Petrobras Ambiental ao Projeto Cuidando das Águas, pois sem esse não seria possível à realização deste trabalho.

À todos os membros da República Copo (Bianca, Jaqueline, Luizinho, Fabrício, Jony, Theylla, Carol e agregados) por transformar momentos bons em inesquecíveis e principalmente por transformarem momentos ruins em boas gargalhadas.

A todos aqueles que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho e para minha formação, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

FRANÇA JR, Hercides Marques de. **Estabelecimento de espécies florestais nativas da Mata Atlântica plantadas em áreas degradadas no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.** 2013. 62 p Dissertação (Mestrado em Agricultura Orgânica) Instituto de Agronomia, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

As ações de recuperação de áreas degradadas no bioma Mata Atlântica tem sido amplamente empregadas, devido ao atual estágio de redução do bioma e ainda persiste uma demanda crescente de estudos relacionados ao problema. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o estabelecimento de espécies florestais nativas da Mata Atlântica plantadas em duas áreas degradadas localizadas em mata ciliar. Os plantios foram realizados entre maio de 2008 e setembro de 2011 no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, município de Nova Iguaçu-RJ. No sítio 1 avaliou-se dois plantios, o plantio 1 aos 22 meses de idade e espaçamento 1 m x 1m e o plantio 2 aos 8 meses de idade e espaçamento 2 m x 2 m, no sítio 2 foi avaliado um plantio com percentuais distintos de leguminosas arbóreas por tratamento (75%, 50%, 25% e 0), aos 47 meses de idade e espaçamento de 2 m x 2 m. Foram analisadas as composições química e granulométrica dos solos nos diferentes plantios e posteriormente avaliou-se o diâmetro à altura do solo (DAS), diâmetro à altura do peito (DAP), a altura total e a área de copa das diferentes espécies plantadas. Os resultados mostraram que as espécies Angico-vermelho (*Anadenathera colubrina* (Vellozo) Var. Cebil (Griseb.)), Aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi), Babosa-branca (*Cordia superba* Cham.), Canafístula (*Peltophorum dubium* Sprengel.), Castanha (*Bombacopsis glabra* (Pasq.) A. Robyns), Cutieira (*Joanesia princeps* Vell.), Guapuruvu (*Schizolobium parahyba* Vell.), Pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha* Mart.), Ingá ferradura (*Inga sessilis* (Vell.) Mart.) e Paineira (*Ceiba insignis* (KUNTH) P.E. Gibbs&Semir) apresentaram elevada sobrevivência e elevado estabelecimento. As espécies Araça (*Psidium cattleianum* Sabine), Goiaba (*Psidium guajava* L.), Ipê-tabaco (*Tabebuia caryotricha* (Mart. ex DC) Standl.), Ipê-roxo (*Tabebuia heptaphyla* (Vellozo) Toledo), Cabeludinha (*Myrciaria glazioviana* Seeds) e Canela-sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vellozo) J.G.RohWer) apresentaram baixo desenvolvimento ou elevada mortalidade. O Plantio 1 (adensado) obteve a taxa mais elevada de sobrevivência, proporcionou rápida cobertura do solo, contribuindo para o desenvolvimento e o estabelecimento das espécies não pioneiras. No sítio 2, o plantio 75%, no qual consta a maior proporção de leguminosas, apresentou a maior taxa de sobrevivência, propiciou a cobertura do solo mais rápida da área plantada, obteve a maior média em crescimento e incremento em DAP. Plantios densificados proporcionaram menor incremento em DAP e maior crescimento em altura total.

Palavras chave: Recuperação Ambiental, Reflorestamento e Plantios de Mudanças.

ABSTRACT

FRANÇA JR, Hercides Marques de. **Establishment of native tree species planted in the degraded areas of Atlantic Forest surrounding the Tinguá Biological Reserve, Nova Iguaçu, RJ.** 2013. 69 p Dissertation (Masters Science in Organic Agriculture) Instituto de Agronomia, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

Reclamation of degraded areas in the Atlantic Forest biome has been widely applied due to the current state of the biome, reduction. This study aimed to evaluate the establishment of native tree species planted in the Atlantic Forest located in two areas degraded at the riparian region. The plantations were performed between May 2008 and September 2011 in the vicinity of Tinguá Biological Reserve, Nova Iguaçu, RJ. At site 1 was evaluated two areas, area 1 at 22 months of age and spacing of 1 m x 1 m and area 2 at 8 months old and spacing of 2 m x 2 m, site 2 was evaluated an area with 4 different percentages legumes trees percentages (75%, 50%, 25% and 0) at 47 months of age and spacing of 2 x 2 m. The soil chemical composition and particle size were analyzed at different sites and subsequently evaluated the ground height diameter (DAS), breast height diameter (DAP), total height and grow cover of different species planted. The results showed that the species Angico-vermelho (*Anadenanthera colubrina* (Vellozo) Var. Cebil (Griseb.)), Aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi), Babosa-branca (*Cordia superba* Cham.), Canafístula (*Peltophorum dubium* Sprengel.), Castanha (*Bombacopsis glabra* (Pasq.) A. Robyns), Cutieira (*Joanesia princeps* Vell.), Guapuruvu (*Schizolobium parahyba* Vell.), Pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha* Mart.), Ingá ferradura (*Inga sessilis* (Vell.) Mart.) and Paineira (*Ceiba insignis* (KUNTH) P.E. Gibbs&Semir) had high survival and establishment. The species Araça (*Psidium cattleianum* Sabine), Goiaba (*Psidium guajava* L.), Ipê-tabaco (*Tabebuia caryocarpa* (Mart. ex DC) Standl.), Ipê-roxo (*Tabebuia heptaphylla* (Vellozo) Toledo), Cabeludinha (*Myrciaria glazioviana* Seeds) e Canela-sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vellozo) J.G.RohWer) had low growth or high mortality. The area 1 (dense) had the highest survival rate, provided fast soil, cover contributing to the development and establishment of secondary species. In site, 2 the are with 75%, of legumes trees showed the highest survival rate, with the faster ground coverage of the area, had the highest average height and increase o DAP. High density plantations low showed growth DAP and greater height growth in the whole area.

Key words: Environmental Recovery, Reforestation, Seedling Planting.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Análise química do solo na profundidade de (0 – 10 cm) no sítio 1 nas distintas áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio 1 = Reflorestamento com 22 meses, Plantio 2 = Reflorestamento com 8 meses). 29
- Tabela 2.** Composição Granulométrica dos solos na profundidade de (0 – 10 cm) no sítio 1 nas distintas áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio 1 = Reflorestamento com 22 meses, Plantio 2 = Reflorestamento com 8 meses) 29
- Tabela 3.** Nome científico, família; nome comum, grupo ecológico e forma de dispersão das espécies que foram utilizadas para recomposição florestal de áreas degradadas por atividades agropecuárias no sítio 1, Tinguá, Nova Iguaçu – RJ 30
- Tabela 4.** Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 1 plantio 1 (adensado) localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ 33
- Tabela 5.** Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 1 plantio 2 localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ 33
- Tabela 6.** Análise química do solo na profundidade de (0 – 10 cm) no sítio 2 nas distintas áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio com 75% de leguminosas, plantio com 50% de leguminosas, plantio com 25 % de leguminosas, plantio sem leguminosas) após 47 meses após o plantio. 41
- Tabela 7.** Composição Granulométrica dos solos na profundidade de (0 – 10 cm) nas diferentes áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio com 75% de leguminosas, plantio com 50% de leguminosas, plantio com 25% de leguminosas, plantio sem leguminosas, %AG = Areia Grossa, %AF = Areia fina, %Arg = Argila e % = Silte) 41
- Tabela 8.** Nome científico, família; nome comum, grupo ecológico e forma de dispersão das espécies que foram utilizadas para recomposição florestal, de áreas degradadas por atividades agropecuárias no sítio 2, Tinguá, Nova Iguaçu – RJ 42

Tabela 9. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro à altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2, área com 75% de leguminosas localizado no entorno da Rebio do Tinguá, Nova Iguaçu – RJ	44
Tabela 10. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro à altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 50% de leguminosas localizado no entorno da Rebio Tinguá, Nova Iguaçu – RJ	44
Tabela 11. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro à altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 25% de leguminosas localizado no entorno da Rebio Tinguá, Nova Iguaçu – RJ	45
Tabela 12. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro à altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 0% de leguminosas localizado no entorno da Rebio Tinguá, Nova Iguaçu – RJ	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelos de sucessionais plantados em quincôncio	22
Figura 2. Mapa de localização da Reserva Biológica do Tinguá no estado do Rio de Janeiro	23
Figura 3. Imagem de satélite do sítio 1	25
Figura 4. Imagem de satélite do sítio 2	26
Figura 5. Coleta de solo para a avaliação de atributos químicos e físicos	27
Figura 6. Plantio 1 quando da ocasião da revegetação, em junho de 2010, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	32
Figura 7. Plantio 1, 22 meses após a revegetação no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	32
Figura 8. Plantio 2 durante a ocasião da revegetação, em agosto de 2011, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	35
Figura 9. Plantio 2, 8 meses após a revegetação no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	35
Figura 10. Valores médios e erro padrão do parâmetro altura total (m) das espécies arbóreas dos diferentes grupos funcionais no Plantio 1 com espaçamento de (1 m x 1 m) e no Plantio 2 com espaçamento (2 m x 2 m), no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	37
Figura 11. Valores médios e erro padrão do parâmetro área de copa (m ²) das espécies arbóreas dos diferentes grupos funcionais no Plantio 1 com espaçamento de (1 m x 1 m) e Plantio 2 com espaçamento (2 m x 2 m), no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	38
Figura 12. Valores médios e erro padrão do parâmetro diâmetro a altura do peito (cm) das espécies arbóreas dos diferentes grupos funcionais no Plantio 1 com espaçamento de (1 m x 1 m) e Plantio 2 com espaçamento (2 m x 2 m), no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	38
Figura 13. Distribuição das síndromes de dispersão das espécies arbóreas do plantio 1, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	40
Figura 14. Distribuição das síndromes de dispersão das espécies arbóreas do	

plantio 2, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	40
Figura 15. Sítio 2 quando da ocasião da revegetação, em maio de 2008, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	43
Figura 16. Sítio 2, 47 meses após a revegetação no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	43
Figura 17. Taxa de sobrevivência em percentual das espécies não leguminosas plantadas em quatro tratamentos com diferentes percentuais de espécies leguminosas, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ	47

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 A Degradação do Bioma Mata Atlântica	2
2.2 A Fragmentação do Bioma Mata Atlântica	4
2.3 Estratégias de Conservação e Zona de Amortecimento no Entorno de uma Unidade de Conservação	6
2.4 A Reserva Biológica do Tinguá	8
2.5 Recuperação de Áreas Degradadas (RAD)	10
2.5.1 Uso e Plantio de Espécies Nativas	13
2.5.2 Grupos funcionais	15
2.5.3 Espaçamento de plantio	16
2.5.4 Técnicas de recuperação de áreas degradadas	18
3 MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1 Áreas de Estudo	22
3.2 Descrição das Áreas Avaliadas	24
3.2.1 Sítio 1	24
3.2.2 Sítio 2	25
3.3 Indicadores Avaliados	26
3.3.1 Identificação das espécies e avaliação do crescimento vegetativo	26
3.3.2 Amostragem do solo	27
3.4 Análise de Fertilidade do Solo	28
3.5 Composição granulométrica dos solos	28
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1 Caracterização do solo no sítio 1	28
4.1.1 Análise química dos solos	28
4.1.2 Composição granulométrica dos solos	29
4.2 Avaliações Biométricas e Síndrome de Dispersão de Diásporos do Sítio 1	29
4.3 Caracterização do solo no sítio 2	41
4.3.1 Análise de fertilidade dos solos	41
4.3.2 Composição granulométrica dos solos	41
4.4 Avaliações biométricas do sítio 2	42
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica originalmente ocupava 16% do território brasileiro, distribuída por 17 estados: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará, e Piauí. Atualmente este bioma está reduzido a menos de 7% de sua extensão original, dispostos de forma fragmentada (SOS Mata Atlântica & INPE, 2012).

A exploração da Mata Atlântica vem ocorrendo desde a chegada dos portugueses ao Brasil, cujo interesse primordial era a exploração do pau-brasil. O processo de desmatamento prosseguiu durante os ciclos da cana-de-açúcar, do ouro, da produção de carvão vegetal, da extração de madeira, da plantação de cafezais e pastagens, da produção de papel e celulose, do estabelecimento de assentamentos de colonos, da construção de rodovias e barragens, e de um amplo e intensivo processo de urbanização, com o surgimento das maiores capitais do país, como São Paulo, Rio de Janeiro e de diversas cidades menores e povoados (IBAMA, 2000).

A Mata Atlântica é considerada um *hotspot* (local rico em biodiversidade e que se encontra sob riscos, em função de atividades antrópicas), segundo Meyers *et al.* (1999), o bioma da Floresta Atlântica caracteriza-se por possuir em sua biodiversidade aproximadamente 20000 espécies de plantas, 1400 espécies de vertebrados terrestres e milhares de espécies de invertebrados, muitos dos quais se encontram em extinção (Marconato, 2010). Neste bioma, em especial, a degradação é assustadora, principalmente, pela quantidade de espécies de fauna e flora ameaçadas. Apenas 1% da vegetação nativa encontra-se protegida em unidades de conservação, em sua maioria na *Serra do Mar*, e ainda assim, sofrem ameaças pelo *efeito de borda* (Laurence, 2009). Agravando ainda mais este cenário, na Mata Atlântica estão localizados mananciais hídricos essenciais para o abastecimento de cerca de 70% da população brasileira que vive neste bioma (IBAMA, 2000).

A busca desordenada por áreas produtivas para o desenvolvimento da agricultura ocasionou, e ainda é responsável, pela degradação das matas ciliares, já que sempre esteve acompanhada pela ausência ou ineficiência de um planejamento ambiental prévio. Por esse motivo, áreas florestais importantes ao equilíbrio de ecossistemas e das propriedades rurais deixaram de ser preservadas (Rodrigues & Gandolfi, 2004).

A atividade de recuperação de áreas degradadas com espécies florestais nativas da Mata Atlântica é uma prática recente que vem crescendo nos últimos 10 anos, porém necessita

de aprimoramento de conhecimentos silviculturais, ecológicos e genéticos visando estabelecer a sucessão florestal assim como toda a interação dos ecossistemas.

O objetivo dessa dissertação foi o de avaliar o desenvolvimento de espécies florestais nativas da Mata Atlântica plantadas em áreas degradadas localizadas em mata ciliar contemplando diferentes condições de plantio, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A Degradação do Bioma Mata Atlântica

Os primeiros habitantes da Mata Atlântica foram os povos indígenas, denominados coletores e caçadores, mas também dominavam a técnica de plantio e cultivo de vegetais que consumiam como alimento. A técnica que empregavam no plantio de culturas é denominada coivara (Monbeig, 1984), ou agricultura itinerante que, basicamente, consistia na derrubada e posteriormente a queima da floresta para a introdução de culturas utilizando as cinzas como fertilizante. Os grupos moviam – se para iniciar o processo em outros locais, após o esgotamento de uma área, o que constituía desta forma em um ciclo de exploração que permitia que a área inicial se regenerasse, e, portanto, uma forma de ocupação do território muito menos agressiva e destrutiva que a europeia (Worster, 1993).

As mudanças na paisagem tiveram início apenas no século XVI com a extração do pau-brasil pelos colonizadores europeus. Esse ciclo, cujo término ocorreu no século XIX, é determinado pela, quase completa, extinção desta espécie na Mata Atlântica. A evolução histórica do pau-brasil foi assinalada por uma exploração desordenada e predatória (Bernardino, 1939) e é um exemplo típico de como a exploração predatória poderá levar a extinção de uma espécie (Cunha *et al*, 1992).

Outro ciclo de grande impacto na degradação da Mata Atlântica foi o da cana-de-açúcar, em 1600, dos quinze engenhos implantados na região sudeste, seis encontravam-se no Rio de Janeiro. Em fins de 1600 levou-se o cultivo da cana a espalhar-se para o leste, cruzando as baixadas na direção de Cabo Frio (Dean, 1996).

Para o desenvolvimento da cultura da cana-de-açúcar no Brasil, os colonizadores portugueses destruíram matas, se apropriaram de terras indígenas, construíram engenhos, escravizaram índios e negros, montando, assim, uma estrutura para exportação do açúcar (Custódio, 2007). Foi uma das culturas que maior impacto teve sobre a Mata Atlântica no

decorrer de praticamente quinhentos anos (Marcondes, 2005). Foram poupados do ciclo do açúcar, apenas as florestas situadas nos contrafortes da Serra do Mar e encostas das maiores elevações. Várzeas, brejos e até manguezais mais interiores foram dissecados com abertura de drenagens, mantidas permanentemente pela mão de obra escrava (Amador, 1997).

Postergando o ciclo da cana-de-açúcar, iniciou-se o ciclo do café com a forma de cultivo baseada na agricultura de roça e queima, era semelhante aquela praticada pelos índios, sendo, porém, realizada em grandes extensões de terras, muitas delas nas áreas de floresta de encosta. Isto levaria a uma rápida perda da fertilidade dos solos da região, que no espaço de poucas décadas se encontrariam exauridos e em processo de erosão (Gomes, 2002).

Não foi difícil o café ocupar o vácuo deixado pelo declínio da mineração, já tinham sido abertos os caminhos para o planalto, que confluíam para um grande porto exportador. Toda uma infraestrutura já se encontra montada e a degradação da economia mineira liberaria um enorme contingente de mão de obra escrava. Além disso favoreceram enormemente a nova cultura, a abundância de animais de transporte (mulas) e os recursos deslocados da mineração (Amador, 1997).

Os cafezais tiveram como lugar de origem a antiga freguesia de N. S. da Conceição de Monte Alegre da Paraíba Nova, hoje Resende, mas o seu principal centro de irradiação e expansão no começo do século XIX foram as freguesias vizinhas de N. S. da Conceição de Pati de Alferes e da Sacra Família do Tinguá (Gerson, 1970).

O café não chegou a substituir a cana na Baixada Fluminense, pois seu plantio deu-se em novas terras ou naquelas que se apresentavam cansadas para o plantio da cana. O cultivo dessa cultura foi realizado nas vilas de Tinguá e Estrela em Iguazu e de acordo com Pereira (1977), o produto não projetou a região como grande produtora, mas como um dos maiores entrepostos no seu itinerário para a exportação. Um outro efeito foi o surgimento de aglomerações populacionais.

Como todo ciclo econômico, o do café também teve seu período de decadência na década de 1930, e entre suas causas estão a falta de mão de obra e o desgaste do solo.

A decadência da cafeicultura no estado do Rio de Janeiro fez com que as autoridades incentivassem a busca de culturas alternativas para substituir aquela que, durante muito tempo, sustentou as exportações e, de certa maneira, a economia fluminense. Dessa forma, apoiada pelo governo, surgiu a citricultura em escala comercial no Rio de Janeiro.

Os locais utilizados para o plantio da laranja foram os mesmos utilizados para o café. Fatores de ordem geográfica, infra-estrutural, natural e político fizeram da área de Nova Iguaçu um lugar atrativo para o desenvolvimento da citricultura (Rodrigues, 2006). A laranja

também encontrou na região de Nova Iguaçu clima, relevo e solo propícios ao seu cultivo. Numa primeira fase os laranjais localizaram-se nas zonas dos morros, nos contrafortes e mesmo nas encostas da Serra de Madureira; porém, com a valorização do produto, o plantio alastrou-se pelas baixas colinas e planícies que já se encontravam drenadas, espalhando-se assim por vastas áreas do município (Queiroz & Gamarski, 2008).

Os citricultores contando com apoio governamental através de isenções tributárias e barateamento dos fretes, puderam saltar as exportações no porto de Rio de Janeiro de 2.500 caixas em 1910, para 1.236.031, em 1931, e 1.554.644 caixas, em 1941. Concomitantemente, saltou a população iguaçuana entre 1929 e 1940, de 33.396 para 140.606 habitantes (Alves, 2003).

A fase áurea da citricultura imperou desde 1930 até cerca de 1940, quando a Segunda Grande Guerra interrompeu a exportação da fruta, a qual se tornou insignificante em meados de 1956. Desde então, os laranjais cederam espaço aos loteamentos e às atividades industriais, que se expandiram, fazendo com que a população atingisse o número de 796.257 habitantes, conforme dados censitários do IBGE de 2010 (IBGE, 2010).

Embora na atualidade apresente vocação para o turismo ecológico, o município foi consolidado a partir do desmatamento para a exploração de lenha, carvão e madeiras de lei, bem como da plantação de cana de açúcar e, mais tarde, de laranjas.

2.2 A Fragmentação do Bioma Mata Atlântica

Fragmentos florestais são áreas de vegetações naturais interrompidas por barreiras antropogênicas ou naturais, capazes de diminuir, significativamente, o fluxo de animais, pólen ou sementes (Benedetti & Zani Filho, 1993). O bioma Mata Atlântica encontra – se entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo (Meyers *et al.*, 1999) seu histórico de degradação está diretamente relacionado com o processo de ocupação adotado pelos colonizadores europeus (Dean, 1996), a intensa degradação e fragmentação do bioma potencializou-se no século passado através da ocupação desordenada no processo de ampliação dos grandes centros urbanos (Law & Dickman, 1998).

Nos últimos 25 anos a Mata Atlântica perdeu 1.735.479 hectares o que corresponde à 17.354 km² (SOS Mata Atlântica & INPE, 2012). O estado do Rio de Janeiro, o qual por vários anos liderou a lista de devastadores do bioma, registrou nos últimos anos ocorrências muito menores de desflorestamento, sendo nos anos de 2010/2011 o equivalente a 92 ha, levando o estado a ocupar o penúltimo lugar na lista de desflorestamento do bioma, mesmo

assim o estado do Rio de Janeiro encontra-se em situação preocupante com cerca de 20% da cobertura original do bioma completamente fragmentada (SOS Mata Atlântica & INPE, 2012).

O processo denominado fragmentação florestal ou fragmentação de habitat, tem sido amplamente estudado nas últimas décadas, resultando em diversas abordagens e conclusões no que tange à magnitude e direção dos seus efeitos. Os quatro principais efeitos da fragmentação sobre os padrões do habitat são: redução da quantidade de habitat, aumento do número de fragmentos, diminuição da área total e aumento do isolamento entre os fragmentos (Fahrig, 2003). Esses fatores podem dividir uma população existente em larga escala em duas ou mais subpopulações, cada uma em uma área restrita, tornando as populações menores mais vulneráveis a quebras dos fluxos ecológicos, mudanças na mortalidade e natalidade de espécies, alteração na polinização, especiação, competição, predação, mutualismo, perda da variedade genética e por fim, a extinção das espécies (Lima, 2012). Essas mudanças, além de afetar os organismos presentes nos fragmentos, podem permitir a proliferação de espécies adaptadas às novas condições ambientais, competindo com as espécies originalmente presentes (Laurence *et al.*, 2001).

O processo de fragmentação florestal aumenta drasticamente a sua borda (Primack & Rodrigues, 2001), a borda de um fragmento possui um microclima diferente do interior da floresta, os efeitos de borda mais importantes são: o aumento da luminosidade, temperatura, umidade e vento (Rodrigues, 1998). Esses efeitos de borda podem ocorrer em alguns casos até 500 metros para dentro da floresta (Laurence, 1991), porém frequentemente mais notáveis nos primeiros 35 metros (Rodrigues, 1998).

Outro fator preocupante são os fragmentos nos quais suas bordas se encontram limítrofes a áreas de cultivo convencional, onde os agricultores utilizam agroquímicos (pesticidas, herbicidas, inseticidas, fungicidas e outros) para controlarem doenças, insetos fitófagos e reduzir a competição com a vegetação espontânea em suas plantações. De acordo com os relatos de Carson (1964) em seu livro Primavera Silenciosa, os agroquímicos são lançados sobre as plantações periodicamente os quais com as chuvas liberam os princípios tóxicos nos fluxos aquáticos matando integrantes da fauna e flora das matas que estão no entorno dessas plantações, prejudicando sobremaneira a delicada estrutura ecológica. Na presença da água das chuvas e com o solo esses princípios podem reagir formando compostos químicos mais potentes que os anteriormente aplicados sobre as plantações, podendo levar a biomagnificação em toda a cadeia trófica e a bioacumulação nos indivíduos pertencentes à mesma.

De um modo geral o processo de fragmentação florestal e seus efeitos de borda, podem ser reduzidos através da implementação de corredores ecológicos, os quais também possuem suas qualidades como meio de fluxo gênico ou mesmo como habitat para manutenção da população biológica determinadas pelos seus padrões espaciais (Lefkovitch & Fahrig, 1985; Forman, 1995).

Atualmente encontramos opiniões divergentes na literatura, sobre a funcionalidade e eficiência de corredores ecológicos em toda a complexa cadeia ecossistêmica de regiões fragmentadas. Dário (1999) afirma que a qualidade de um corredor pode impedir ou facilitar o movimento de algumas espécies, como acontece, por exemplo, com corredores de eucaliptos, pelo qual, muitas espécies de aves florestais não se movimentam de um fragmento de floresta nativa a outro, tornando-se uma barreira potencial para estas espécies. Porém, o mesmo corredor permite o fluxo de outras espécies, mais generalistas adaptadas aos processos antrópicos.

Pesquisas realizadas no Brasil e no mundo comprovam os benefícios de corredores ecológicos como, por exemplo, o aumento da diversidade genética e o aumento da conectividade da paisagem, o que possibilita o uso de vários fragmentos remanescentes de habitat, que isoladamente não sustentariam as populações, assim amenizando os efeitos da fragmentação. (Lefkovitch & Fahrig, 1985; Noss, 1987; Forman, 1995; Bagliano & Luiz, 2013).

2.3 Estratégias de Conservação e Zona de Amortecimento no Entorno de uma Unidade de Conservação

Atualmente uma das formas de amenizar os riscos potenciais causados pelas atividades antropogênicas que ameaçam a conservação da biodiversidade tem sido a criação de Unidades de Conservação, estabelecidas em diferentes regiões do mundo para preservar amostras significativas de todos os ecossistemas existentes, assegurando a sobrevivência das espécies e a manutenção dos processos ecológicos (Vitalli *et al.*, 2009).

Todavia, a integridade dessas áreas e a efetividade em cumprir suas funções esperadas, têm sido colocadas em risco pelas atividades econômicas e pelo uso inadequado dos recursos naturais. Há, atualmente, um consenso global de que unidades de conservação não podem ser operadas como ilhas, devendo ser estabelecidas estratégias de manejo em escalas maiores, com a criação de zonas de amortecimento também denominada como “zonas tampão” (Morsello, 2001). Tais zonas devem funcionar como filtros, impedindo que

atividades antropogênicas externas coloquem em risco os ecossistemas naturais dentro das Unidades de Conservação (Vitalli *et al.*, 2009).

A Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) – Lei nº 9985/2000 procurou, de forma sistemática, “garantir a preservação e restauração dos processos ecológicos essenciais, o manejo dos ecossistemas, a fiscalização das entidades responsáveis pela pesquisa nas áreas protegidas, a definição dos espaços territoriais protegidos, destacando além das áreas, seus componentes.” (Vasques, 2008).

As unidades de conservação definidas e regulamentadas no SNUC se dividem em dois grandes grupos: as unidades de uso direto e as de uso indireto, como as unidades de proteção integral, cujo objetivo é preservar a natureza, admitindo-se apenas o uso indireto dos seus recursos naturais como, por exemplo, o desenvolvimento de pesquisas científicas (Costa *et al.*, 2009). O art. 2º da Lei do SNUC (incisos XVII, XVIII e XIX) contribuiu com a sistematização de outros conceitos de destaque vinculados às unidades de conservação, como plano de manejo, zona de amortecimento e corredores ecológicos.

O artigo 27, parágrafo primeiro da Lei 9.985/2000 SNUC diz que o “Plano de Manejo deve abranger a área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos, incluindo medidas com o fim de promover sua integração à vida econômica e social das comunidades vizinhas”. Em seu art. 2º, XVIII conceitua zona de amortecimento, também denominada zona-tampão, como “o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade”.

As zonas de amortecimento são enquadradas pela legislação atual como zona rural. “O uso da zona rural para a expansão urbana é uma tendência que ocorre em função do menor custo da terra, reflexo do interesse econômico de ganho fácil dos incorporadores das terras, que ditam as regras dos planos diretores (quando existem) e encontram saídas na legislação, para a privatização dos altos lucros e a distribuição dos elevados custos dos serviços básicos e o funcionamento de um empreendimento imobiliário, onerando indiretamente o contribuinte” (Vio, 2001, p. 350).

Conforme parágrafo único do art. 49 da Lei do SNUC, a zona de amortecimento de uma unidade de conservação após ser regulamentada formalmente não pode ser transformada em zona urbana (Vio, 2001).

Segundo Vio (2001, p. 349), as zonas de amortecimento devem auxiliar na:

- “Formação de uma área de amortecimento no entorno da unidade de conservação, que segure as pressões de borda promovidas pelas atividades antrópicas;

- Proteção de mananciais, resguardando a qualidade e a quantidade da água;
- Promoção e manutenção da paisagem em geral e do desenvolvimento do turismo ecológico, com a participação da iniciativa privada;
- Ampliação das oportunidades de lazer e recreação para a população do entorno das unidades de conservação;
- Educação ambiental servindo como base para consolidar atitude de respeito às atividades e necessidades ligadas à conservação ambiental e à qualidade de vida;
- Contenção da urbanização contínua e desordenada.
- Consolidação de usos adequados e de atividades complementares à proposta do plano de manejo da unidade de conservação”.

A autora também cita alguns problemas que determinam a necessidade das zonas de amortecimento, tais como:

1) contenção do efeito de borda promovido pela interferência antrópica no sistema natural de proteção integral – em virtude das crescentes pressões que a zona rural vem sofrendo por parte da localização de indústrias, de atividades de serviços, centros de lazer e recreação, além da implantação de loteamentos, chácaras de recreação, todos dispostos de forma desorganizada, sem qualquer diretriz e no local de interesse exclusivo de cada empreendedor.

2.4 A Reserva Biológica do Tinguá

Reserva Biológica do Tinguá (REBIO do Tinguá) é uma das maiores Unidades de Conservação da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. Foi criada pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) através do Decreto Federal n. 97.780, de 23/maio/1989. Localizada entre a Serra do Mar e a Baixada Fluminense, constitui importante remanescente de floresta contínua, atualmente abrange uma área de aproximadamente 25.000 hectares e 150 km de perímetro, englobando parte dos municípios de Nova Iguaçu (55,14%), Duque de Caxias (37,44%), Petrópolis (4,26%) e Miguel Pereira (3,16%). Está situada entre as coordenadas 22°22'20" e 22°45'00" de latitude S e 43°40'00" e 43°05'40" de longitude W (IBAMA, 2006). Segundo Vaz (1984), a serra do Tinguá, apesar da colonização a que foi submetida no passado, constitui refúgio natural, cuja riqueza da flora e da fauna tornam-na uma das mais importantes áreas de vida selvagem do centro-sul do estado. Trata-se de um ecossistema ainda pouco explorado cientificamente e, embora situado próximo

à área com alta densidade populacional, sua cobertura nativa apresenta-se praticamente intacta.

A despeito dos processos de degradação da Mata Atlântica, a área abrangida pela REBIO do Tinguá conserva alguns dos mais importantes trechos de biodiversidade do estado, razão pela qual se encontra inserida na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA) do Rio de Janeiro, reconhecida pela UNESCO em 1992. Dentro da RBMA, a REBIO é classificada como “Zona Núcleo I”, que corresponde as áreas das unidades de conservação de proteção integral, federais e estaduais abrangendo os trechos mais preservados dos ecossistemas do estado do Rio de Janeiro (Rambaldi *et al.*, 2003).

A Rebio do Tinguá é, também, considerada como de extrema importância biológica para a conservação de mamíferos, aves, répteis, anfíbios, além da flora e dos recursos abióticos (água, solo, paisagem etc) (Heringer & Montenegro, 2000).

A cobertura vegetal da REBIO do Tinguá é classificada como Floresta Ombrófila Densa, ou Floresta Pluvial Tropical (Rizzini, 1997), com grande variação estrutural devido à declividade. Estudo detalhado sobre paisagem e flora foi disponibilizado por Lima (2002), que reconhece cinco formações vegetais na área: 1) Floresta Aluvial, sobre as áreas de baixada, em planícies aluviais; 2) Floresta Submontana, que ocupa trechos junto aos sopés das elevações entre 50 e 500 m; 3) Floresta Montana, característica das encostas acima da cota de 500 m, é a formação que ocupa a maior parte da Reserva, estendendo-se pelas vertentes da cadeia formada pelas serras; 4) Floresta Altomontana, formação arbórea baixa do cume, entre 1300 e 1500 m de altitude; 5) Campos de altitude, formações com fisionomia não florestal, dominadas por gramíneas, ciperáceas, orquídeas e bromélias e pequenos arbustos, nos cumes das serras, acima dos limites das florestas altomontanas.

Apesar do alto grau de preservação da cobertura e de ser uma Unidade de Conservação de uso restrito, a REBIO está sob intensa pressão antrópica, em decorrência da expansão urbana nas cotas baixas do entorno. Os problemas ambientais incluem: desmatamento, queimadas, caça de animais silvestres, extração de palmito (*Euterpe edulis*), lixo urbano no entorno, lançamento de dejetos nos leitos dos rios, represamento dos rios, mineração nas pedreiras, loteamentos irregulares, uso de agrotóxicos nas áreas cultivadas dos municípios adjacentes, introdução de animais domésticos, pastos e culturas agrícolas (Lima, 2002). Há duas faixas de servidão da Petrobras por onde passam dois oleodutos Rio-Belo Horizonte, ORBEL I e ORBEL II, para transporte de nafta a partir da refinaria de Duque de Caxias (REDUC), bem como o Gasoduto Rio-Belo Horizonte GASBEL. A presença destes dutos é mais um fator que torna a área de elevado risco aos danos ambientais (Lima, 2002).

2.5 Recuperação de Áreas Degradadas (RAD)

As florestas tropicais são consideradas como um dos ecossistemas mais ricos em espécies da Terra. No entanto, a alta taxa de desmatamento e a degradação ambiental têm contribuído para a perda da diversidade de espécies da fauna e flora. A fragmentação acarreta a diminuição das populações pela perda de área, o endocruzamento e a possibilidade de dispersão de espécies exóticas (Turner & Collet 1996), sendo considerada como uma das principais causas de extinção de espécies (Primack & Rodrigues 2001).

Fatores abióticos, como temperatura e umidade, são determinantes para a distribuição de espécies, e a mudança destes fatores pela fragmentação do ambiente altera a distribuição dos animais (Ferraz *et al.*, 2010), tornando assim indispensável a recomposição destes fragmentos e a reestruturação de suas conectividades para a manutenção e conservação da biodiversidade.

Área degradada é aquela que sofreu, em algum grau, perturbações em sua integridade, sejam elas de natureza física, química ou biológica. Recuperação, por sua vez, é a reversão de uma condição degradada para uma condição não degradada (Majoer, 1989), independentemente de seu estado original e de sua destinação futura (Rodrigues & Gandolfi, 2004).

São conhecidas iniciativas de recuperação ambiental realizadas há centenas de anos. Em meados do século XIX, a cidade de Rio de Janeiro passou por uma crise, em consequência do desmatamento da vegetação da floresta Atlântica, principalmente para introdução da cafeicultura em áreas de menor aptidão como as encostas, acarretando em falta de água para o abastecimento da comunidade local. A mando do então Imperador do Brasil D. Pedro II, foi feito um trabalho de recuperação em alguns dos ambientes degradados, através do plantio de sementes de espécies nativas e exóticas, por volta dos anos de 1862 a 1892. Esses locais hoje são conhecidos como o Parque Nacional da Tijuca e o Jardim Botânico (Rodrigues *et al.*, 2009; Dean, 1996; Corlett, 1999). A recuperação de um ambiente florestal degradado demanda não apenas a sucessão da flora, mas também da fauna; assim, as interações entre plantas e animais promovem a biodiversidade, o equilíbrio ecológico e o desenvolvimento sustentável (Reis *et al.*, 1999).

No entanto em programas de reflorestamento é comum dar-se condições para que somente o componente florestal retorne e, acredita-se que a partir dele, os demais componentes da floresta (arbustos, epífitas, animais, etc) poderão ter condições de retornar.

Embora o plantio de mudas seja uma estratégia eficiente para estabelecer a estrutura e as funções de um ecossistema degradado (Yong, 2000; Parrota, 1991; Ferreti *et al.*, 2005), os altos custos limitam a sua aplicação (Metzger, 2003). Segundo Holl *et al.* (2000), a estratégia de recuperação mais efetiva deve se levar em conta todos os possíveis obstáculos à regeneração secundária. Faria & Chada (2002) identificaram e ordenaram cinco fatores que impedem o curso normal da regeneração natural: fatores ambientais, relevo, substrato, fonte de propágulos e agente dispersores. Estes autores também indicam que o substrato em muitas situações é o fator limitante de maior grandeza em processos de recuperação, principalmente aqueles onde a matéria orgânica está ausente. Uma alternativa é buscar o uso de leguminosas fixadoras de nitrogênio associadas a microrganismos, que, em função dessas associações, se tornam mais aptas para crescer em ambientes com maior nível de estresse.

A família botânica Leguminosae é a terceira maior família das Angiospermae, compreendendo aproximadamente 727 gêneros e 19.325 espécies (Lewis *et al.*, 2005) sendo superada apenas pela Orchidacea e pela Asteraceae (Moreira & Siqueira, 2006). Essa grande diversidade a coloca como estratégica no que diz respeito a sustentabilidade ecológica, econômica e social, principalmente no Brasil. Do ponto de vista ecológico, destaca-se sua ampla ocorrência e adaptação nos diversos biomas brasileiros. A grande competitividade dessa família é atribuída, em grande parte, a sua capacidade de se associar simbioticamente às bactérias fixadoras de nitrogênio (Franco *et al.*, 2003).

A fixação biológica de nitrogênio é uma característica que torna o grupo das leguminosas muito eficientes para utilização na recuperação de áreas degradadas. A capacidade que grande parte das espécies de leguminosas tem em formar simbiose com determinados gêneros de bactérias é a grande justificativa para o sucesso dessa estratégia. O processo simbiótico se dá de maneira a permitir que o nitrogênio atmosférico seja convertido e transferido para as plantas, mediante atuação das bactérias presentes nos nódulos radiculares (Resende & Kondo, 2001).

As leguminosas quando associadas simbioticamente a bactérias fixadoras de nitrogênio podem incorporar mais de 500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N ao sistema solo-planta, que, juntamente com o fósforo, são os nutrientes que mais limitam o estabelecimento e o desenvolvimento vegetal (Siqueira & Franco, 1988). Fazendo-se uso de leguminosas fixadoras de nitrogênio, aumenta-se a possibilidade de atingir o objetivo de recuperação ambiental com menores custos (Resende *et al.*, 2006). Sendo este último expresso pela redução da necessidade de correção do solo, aumento da fertilização natural da área por meio de seleção de plantas adaptadas e eficientes na aquisição e conversão de nutrientes em

biomassa (Resende & Kondo, 2001). Associando esse benefício a não emissão de gases de efeito estufa gerados com a queima de combustíveis fósseis para preparar e aplicar o fertilizante nitrogenado, e a não poluição de lagos e rios com nitrato proveniente do fertilizante, pode-se afirmar que os ganhos ambientais e econômicos são ainda muito maiores (Macedo, 1998; Franco *et al.*, 2003).

Devido a estes fatores uma das técnicas utilizadas para recuperação de áreas degradadas tem sido o uso de leguminosas (Campello & Franco, 2001). Segundo Campello (1999), dentre outras vantagens, o plantio de leguminosas arbóreas atende a necessidade de rápido estabelecimento de uma cobertura vegetal, conjugadas com o efeito de maior duração, como oferta contínua de nitrogênio, aumento da população microbiana, elevada deposição de materiais orgânicos de rápida decomposição, além da mudança de micro ambiente (sombra, retenção de umidade, redução de temperatura).

Segundo Franco *et al.* (1992), uma vez que os vegetais não são capazes de aproveitar diretamente o N do ar, a fixação biológica de nitrogênio assume relevância equiparada a da fotossíntese como processo essencial à vida no planeta. Outro motivo que torna estas espécies essenciais para um processo de recuperação de áreas degradadas, ainda segundo os mesmos autores, é a questão de que o maior reservatório de nutrientes disponíveis no solo é a matéria orgânica que ocorre principalmente nas camadas superficiais e que normalmente são severamente afetadas em áreas degradadas por práticas agropecuárias inadequadas.

Adicionalmente estas plantas tem capacidade de se associarem com fungos micorrízicos, podendo se valer de muitos benefícios como: o maior volume explorado de solos pelas hifas micorrízicas permitindo assim maior absorção de nutrientes e água (Siqueira & Franco, 1988; Ferreira *et al.*, 2007).

Grande parte das leguminosas apresenta uma elevada produção de biomassa com um significativo aporte de folhas ao solo. Estimativas na região nordeste indicam que 5,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de material de sabiá (*Mimosa caesalpinifolia*), podem retornar ao solo (Suassuna, 1982). Em condições climáticas similares, a *Leucaena leucocephala*, contribui com um aporte na ordem de 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Sandhu *et al.*, 1990). Em sistema de sombreamento para café na América Central, a *Erythrina* sp. contribuiu com um aporte de até 13,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de material vegetal (Glover & Beer, 1986). Desta forma as espécies fixadoras de nitrogênio podem apresentar uma significativa melhoria na fertilidade do solo.

A deposição de serapilheira com baixa relação C/N promove a estabilização do solo, aumentando sua atividade biológica e criando condições propícias para o estabelecimento de outras espécies mais exigentes (Franco *et al.*, 1992; Ferreira *et al.*, 2007). Baixos teores de

matéria orgânica, principal fonte de nutrientes em solos tropicais, é um dos fatores limitantes para o restabelecimento de ambientes degradados (Ferreira *et al.*, 2007).

Estudos da regeneração natural sob plantios monoespecíficos de eucalipto, por exemplo, (Calegário, 1992; Silva Jr. *et al.*, 1995), indicaram que esta espécie não reduziu a diversidade de espécies em seu sub-bosque. Haggard *et al.* (1997) observaram que árvores de estabelecimento rápido, com altas taxas de crescimento, no geral estimulam níveis mais altos de regeneração em seu sub-bosque. Campello (1999), realizando levantamento florístico da regeneração natural sob plantios monoespecíficos de leguminosas, nativas e exóticas, e não-leguminosas, também nativas e exóticas, concluiu que a regeneração natural das espécies nativas foi beneficiada pelos plantios de leguminosas arbóreas, independentemente da origem das espécies plantadas.

Dessa forma o uso de leguminosas em proporções diferenciadas, tende a ser uma estratégia promissora para programas de reflorestamento no estado, reduzindo custos e potencializando a velocidade da sucessão ecológica.

2.5.1 Uso e Plantio de Espécies Nativas

A preocupação com as atividades de recuperação ambiental no Brasil é antiga, porém inicialmente marcada por iniciativas isoladas ao longo da nossa história. A preocupação em reparar danos causados pelas atividades antropogênicas seguiu o mesmo padrão acima citado, tendo início com plantios florestais homogêneos para proteção de áreas de mananciais e proteção de encostas (Engel & Parrota, 2003).

O primeiro registro histórico de uma iniciativa de plantio de espécies florestais, com finalidade de recuperação ambiental no Brasil, data de 1862 (Período Imperial). Problemas com o abastecimento de água na cidade do Rio de Janeiro forçaram o imperador D. Pedro II a proteger e reflorestar áreas ao entorno de nascentes, entre as quais a região da atual Floresta da Tijuca. Essas medidas vinham acompanhadas da desapropriação de terrenos em áreas de mananciais, que posteriormente eram reflorestadas com espécies nativas e exóticas, sob o comando do Major Manoel Gomes Archer (Centro de Conservação da Natureza, 1996).

No início dos anos 80 houve uma crescente demanda das atividades de recuperação ambiental, devido ao gravíssimo estado de degradação causado por questões antropogênicas desde o período colonial, principalmente no bioma Mata Atlântica. Devido a este fato, iniciou-se as primeiras tentativas para se definir metodologias e técnicas de recuperação ambiental resultando em plantios aleatórios de espécies arbóreas, nativas e exóticas, não

previamente combinadas em grupos sucessionais e sempre favorecendo as espécies mais conhecidas pelo uso como madeira, as quais, geralmente são de crescimento mais lento (Rodrigues & Gandolfi, 1996).

Até essa época buscava-se sempre a proteção de algum recurso natural ou a mitigação pontual de impactos anteriormente causados, ainda com uma visão simplificada do processo de recuperação ambiental. Buscou-se apenas a reconstrução de uma fisionomia florestal, restringindo-se apenas ao plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha das espécies que seriam usadas. Também, não havia planejamento para a combinação e disposição das espécies no plantio devido à falta de conhecimento sobre biologia de espécies florestais nativas, seu funcionamento ecológico nas florestas e sobre a forma de utilizá-las em plantios heterogêneos para recuperação de áreas degradadas (Bellotto *et. al.*, 2009).

O uso de espécies exóticas nessas atividades desencadeou um desequilíbrio ecológico, pois muitas se tornaram invasoras na vegetação nativa, de forma que alguns dos projetos de recuperação de áreas degradadas podem ter sido um dos principais disseminadores dessas espécies invasoras nas mais diferentes regiões de ocorrência da Mata Atlântica (Bellotto *et. al.*, 2009). Como são originárias de outros países, as espécies invasoras não possuem inimigos naturais nos ecossistemas brasileiros, o que favorece seu desenvolvimento intenso e vigoroso. Foi justamente essa rapidez de crescimento e rusticidade que estimulou o uso dessas espécies nos primeiros projetos de recuperação ambiental, pois se obtinha uma fisionomia florestal em pouco tempo (D'Antonio & Meyerson, 2002). Sem as dificuldades à sobrevivência impostas por insetos fitófagos e doenças, somado ainda à alta adaptabilidade ecológica e consequente plasticidade, algumas dessas espécies se alastraram rapidamente em áreas naturais e são alvo das ações de recuperação, comprometendo a sobrevivência das espécies nativas e a integridade dos ecossistemas (Vitousek *et al.*, 1987).

A preocupação com a contaminação biológica em ecossistemas naturais, apesar de recente, é imprescindível para uma ação concreta de conservação da biodiversidade (Espíndola *et al.*, 2004), fazendo – se necessário o uso de espécies florestais adequadas como técnica de recuperação ambiental (Higa & Higa, 2000). O plantio de espécies florestais nativas nessas atividades é essencial para a rápida recuperação do local, pois essas espécies já estão adaptadas às características do clima, solo, a pluviosidade da região, fatores que propiciam um desenvolvimento eficiente tornando a recuperação da área degradada mais viável, acelerando a sucessão ecológica (Vidal, 2008).

O atual estágio do conhecimento científico sobre o funcionamento das florestas tropicais vem resultando em significativas alterações na forma de se entender e praticar as

atividades de recuperação ambiental, inserindo novos conceitos e metodologias nos trabalhos desenvolvidos em diversas formações vegetais brasileiras, mas principalmente na Mata Atlântica (Rodrigues & Gandolfi 2007; Wuethrich, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). Dessa forma, além da incorporação da sucessão ecológica e da estocasticidade a ela associada, dos conceitos de Ecologia da Paisagem e da comprovação da necessidade de elevada diversidade florística regional também se fazem importantes. A constatação da diversidade genética como uma das bases principais da conservação ambiental também trouxe reflexos nas ações de recuperação ambiental. Isso tem definido uma nova demanda nos projetos de recuperação, que além da recuperação da diversidade florística necessitam também equacionar a recuperação da diversidade genética dessas comunidades (Kageyama & Gandara, 2004; Rodrigues *et al.*, 2009).

No atual cenário, um dos aspectos mais relevantes na implantação e monitoramento da recuperação ambiental é a da capacidade de auto-sustentação da comunidade recuperada. Nesse sentido, espera-se que os processos ecológicos que garantem o funcionamento e manutenção das características das florestas naturais remanescentes possam ser re-inseridos nas florestas recuperadas, garantindo assim suas características de elevada diversidade e sua perpetuação no tempo, mesmo considerando a sua condição de fragmentação na paisagem (Kageyama & Gandara, 2004).

2.5.2 Grupos Funcionais

Outro elemento importante no que tange a recuperação de áreas degradadas são os grupos funcionais, que podem ser definidos como um conjunto de espécies que partilham padrões específicos similares relativos às suas características adaptativas e não apenas fenotípicas (Baker *et al.*, 2003; Pilla, 2004). A identificação destes grupos permite avaliar suas respostas a perturbações e predizer seu comportamento em relação ao manejo e a sua silvicultura (Piña-Rodrigues *et al.*, 1990; Vanclay, 1994). Inicialmente, as definições conceituaram grupos funcionais ou ecológicos baseados em suas respostas à luz e às clareiras, classificando-as em intolerantes e tolerantes à sombra (Budowski, 1965; Whitmore, 1998), e às suas estratégias de estabelecimento (Grime, 1977; 1997). Posteriormente, novos conceitos foram incorporados e seu uso permitiu um melhor conhecimento da floresta (Wilson, 1999; Baker *et al.*, 2003; Ackerly, 2004) e do comportamento das espécies (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos, 1992; Brokaw & Busing, 2000; Turner, 2001; Scarano & Dias, 2004).

Budowski (1965) apresenta 21 características de espécies da floresta tropical que se modificam através dos estágios sucessionais, considerando características como a taxa de incremento diamétrico, mecanismos de dispersão, tamanho de sementes e dureza da madeira. Este autor identifica quatro grupos de espécies: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax. Entre as características propostas por Budowsky (1965) para as espécies características de estágio inicial de sucessão (pioneiras) estão à germinação e o crescimento a pleno sol, o crescimento acelerado e a baixa longevidade; já as espécies de estágio final de sucessão (não pioneiras) são caracterizadas por ter sua germinação e seu crescimento inicial em ambientes sombreados, apresentar crescimento lento e atingir alta longevidade.

Bazzaz & Pickett (1980) esclarecem que as diferenças entre espécies adaptadas ao sol ou à sombra não são claras em florestas tropicais; um indivíduo pode germinar em um ambiente, mas desenvolver-se em outro, ou mesmo em uma série de ambientes contrastantes e que se alternam, antes de atingir o dossel.

Kageyama *et al.* (1989) afirmam que a principal característica de cada grupo ecológico, comum às diversas classificações existentes, é a quantidade de luz requerida na fase de regeneração. Para as ocasiões em que o plantio misto é a melhor opção, os autores afirmam que é necessário delinear sistemas em que as árvores de diferentes classes de tolerância ao sombreamento tenham oportunidades de crescer cada uma em seu nicho apropriado, resultado em uma melhor utilização do potencial de crescimento de cada espécie.

2.5.3 Espaçamento de Plantio

O crescimento das plantas sob diferentes espaçamentos de plantio é influenciado pelos fatores abióticos do meio, pois estes governam a disponibilidade de água, luz e nutrientes para as plantas.

Gomes (2001) afirma que a escolha do espaçamento adequado tem por objetivo proporcionar para cada indivíduo o espaço suficiente para se obter o crescimento máximo com a melhor qualidade e menor custo, sem, entretanto, desconsiderar a questão da proteção do solo. O espaçamento ótimo é aquele capaz de fornecer o maior volume de produto em tamanho, forma e qualidade desejáveis, em função do sítio, da espécie e do potencial genético do material utilizado.

Segundo Botelho (1998), são vários os fatores que determinam o espaçamento a ser adotado, destacando-se a qualidade do sítio, o objetivo de manejo, condições do mercado e o método de colheita. Este autor ressalta, também, que o espaçamento terá influência direta

sobre o número de tratos culturais, taxa de crescimento, volume e sortimento da madeira produzida, idade de estagnação, práticas de implantação e qualidade da madeira.

Kageyama *et al.* (1986) detectaram cinco diferentes tendências de respostas ao aumento do espaçamento por diferentes grupos de espécies arbóreas nativas; desde a resposta positiva em crescimento com o aumento do espaçamento até uma resposta negativa, tanto em altura como em diâmetro das árvores. Kageyama *et al.* (1989) esclarecem que o maior estímulo ao crescimento com maior espaçamento indicaria que a espécie tem maior proximidade com a fase inicial de sucessão; e a diminuição do crescimento com o aumento do espaçamento, por outro lado, seria um indicativo de que a espécie teria maior proximidade com a fase final de sucessão.

Macedo *et al.* (2005) ao estudar o desenvolvimento inicial de *Tectona grandis* L.f. (teca) em cinco espaçamentos (3,0 m x 2,0 m ; 6,0 m x 2,0 m ; 6,0 m x 3,0 m ; 6,0 m x 4,0 m ; 12,0 m x 2,5 m) no município de Paracatu – MG até os 36 meses, concluíram que de modo geral os valores de altura, DAP e volume apresentaram-se de forma inversamente proporcional ao aumento do espaçamento de plantio. Ou seja, à medida que aumentou o espaçamento, os valores das variáveis mensuradas diminuiu.

Fonseca *et al.* (1990) testaram a influência de quatro diferentes espaçamentos (2,0 m x 2,0 m; 3,0 m x 2,0 m; 4,0 m x 2,0 m; 3,0 m x 3,0 m) sobre a altura, o diâmetro, a desrama natural e a qualidade do fuste em plantas de *Dalbergia nigra* Vell. (Jacarandá-da-bahia), aos cinco anos após o plantio em Manaus - AM. Os autores constataram que os valores médios de altura e diâmetro não apresentaram diferenças significativas em nenhum dos quatro tratamentos.

Rondon (2002) estudou o crescimento de *Schizolobium amazonicum* (Huber) Ducke (Paricá), sob diferentes espaçamentos de plantio (1,5 m x 1,5 m; 2,0 m x 2,0 m; 3,0 m x 2,0 m ; 3,0 m x 3,0 m ; 4,0 m x 2,0 m; 4,0 m x 3,0 m ; 4,0 m x 4,0 m) no Município de Sinop – MT, aos 60 meses após o plantio, e verificou que os espaçamentos mais amplos (4,0 m x 3,0 m e 4,0 m x 4,0 m) propiciaram maiores crescimentos em diâmetro à altura do peito, altura total e produção de biomassa total das árvores por hectare. Ao estudar o crescimento de *Melia azedarach* L. entre 24 e 36 meses de idade, em plantio de recomposição florestal no município de Seropédica – RJ, Silva (2008) constatou que os espaçamentos mais amplos proporcionaram maior crescimento em altura e em diâmetro ao nível do solo do que os mais adensados.

Do ponto de vista silvicultural, os plantios com menores espaçamentos atingem a capacidade de sítio mais rapidamente, com a diminuição dos produtos obtidos (Assmann,

1970). Porém, as diferenças iniciais de produção tornam-se cada vez menores com a idade, se anulando quando as árvores mais espaçadas utilizam completamente os recursos naturais disponíveis, resultando numa produção equivalente por hectare em todos os espaçamentos (Berger *et al.*, 2002).

Estudando o custo de implantação e manutenção de povoamentos florestais nativos aos 24 meses de idade, em sete espaçamentos (1,0 m x 0,5 m; 1,0 m x 1,0 m; 1,5 m x 1,0 m; 1,5 m x 1,5 m; 2,0 m x 1,5 m; 2,0 m x 2,0 m e 3,0 m x 2,0 m), Nascimento (2007) verificou que à medida que aumenta o espaçamento de plantio, o custo de implantação diminuiu, devido a menor quantidade de mudas, de adubo e de mão-de-obra para abertura de covas e plantio; e que o custo de manutenção do povoamento aumenta devido ao maior gasto com controle da vegetação invasora.

Piña-Rodrigues *et al.* (1997) comparando o sistema de plantio adensado (1,0 m x 1,0 m) com o espaçamento tradicional (3,0 m x 2,0 m) em plantio de recuperação de áreas degradadas em área de encosta no Rio de Janeiro - RJ, verificaram que o adensado promoveu mais rápida cobertura do solo e proteção contra erosão, em relação ao plantio tradicional, pois mantém maior umidade no solo, restabelecendo a deposição de matéria orgânica, protegendo a área contra fogo e proporcionando um rápido crescimento das plantas em altura devido a alta competição que se estabelece. Concluíram que os custos de implantação são compensados pelo menor número de manutenções e pelo resultado final de cobertura do solo obtido em menor tempo, comparativamente, ao sistema tradicional.

2.5.4 Técnicas de Recuperação de Áreas Degradadas

Uma das formas mais antigas de renovação de uma floresta é a regeneração natural. Todas as espécies arbóreas possuem, em maior ou menor grau, mecanismos de perpetuação natural, relacionados com o ambiente em que a espécie evoluiu (Seitz; Jankovski, 1998). O potencial de regeneração das espécies em um sítio é variável no espaço e no tempo, podendo ocorrer a restauração parcial ou total da vegetação (Rodrigues, 1999).

A regeneração natural da vegetação ocorre por meio do banco de sementes no solo, constituído de sementes, rebrotas de raízes e troncos, dentre outras formas de propágulos, através de um lento processo direcional e contínuo de colonização e substituição de espécies. Na falta do banco de sementes, há a alternativa do seu restabelecimento artificial, podendo apresentar resultados favoráveis para algumas espécies e regeneração incipiente para outras (Baker, 1991).

No processo de condução da regeneração natural, o sítio sofre apenas uma leve intervenção. O objetivo é apenas remover o fator que está inibindo a regeneração de se manifestar. Geralmente removendo um competidor ou suprimindo uma deficiência.

São técnicas deste grupo: a remoção do fator degradador, a indução do banco de propágulos autóctone, a eliminação do competidor dos indivíduos jovens da regeneração local, melhoria das condições físico-química do sítio e favorecimento da dispersão de sementes (Zaneti, 2008).

Outra técnica aplicada é a nucleação, na qual a teoria proposta por Yarranton e Morrison (1974), ratificada por Franks (2003) orienta e constitui a base do novo paradigma da restauração ecológica. Reis *et al.* (2003), simularam os mecanismos ecológicos descritos por estes autores instituindo as técnicas nucleadoras de restauração. Estas visam formar microhabitats em núcleos propícios para a abertura de uma série de “eventualidades” para a regeneração natural, como a chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e formação de uma rede de interações entre os organismos. O objetivo da aplicação destas técnicas é o de promover “gatilhos ecológicos” (Bechara, 2006) para a formação de uma diversidade de rotas alternativas sucessionais (Fiedler *et al.*, 1997). A seguir são descritas algumas técnicas de nucleação.

Transposição de galharia (abrigos artificiais)

Após a colheita da madeira das plantações, o resíduo florestal (galhos, tocos, etc.) pode ser enleirado, compondo a técnica nucleadora inicial. Esta ação atende, principalmente, à formação de abrigos artificiais para a fauna, mas também promove a atuação de decompositores e possui grande potencial de recuperação de solos após a formação de húmus (Reis *et al.*, 2003).

Transposição de solo

A transposição de solo, visando à restauração do solo com toda a sua micro, meso e macro fauna/flora (sementes, propágulos, microorganismos, fungos, bactérias, minhocas, algas, etc), é uma forma direta de formar núcleos em áreas degradadas (Vieira, 2004). Com o uso desta técnica são resgatados, além do banco de sementes, a biota de solo e a serapilheira dos fragmentos de vegetação regionais para a área em restauração, precipitando o desenvolvimento de diversas formas de vida vegetal e animal no local (Vieira, 2004; Bechara, 2006; Tres, 2006).

Poleiros artificiais

Reforçando o argumento de que a dispersão realizada por animais é responsável por grande parte da dispersão vegetal nos ecossistemas tropicais (Galindo-González *et al.*, 2000), Reis *et al.* (2003) sugerem a implantação de poleiros artificiais como estratégia para incrementar a chuva de sementes, considerando sua utilização fundamental para implementar grande biodiversidade em locais degradados. O uso de poleiros intensifica o aporte de chuva de sementes (McClanahan & Wolfe, 1993) trazendo a diversidade regional para a área em restauração. Terborgh (1990) salienta a importância de desenvolver estratégias de manter dispersores em áreas manejadas para gerar um aumento na representação de espécies sem a introdução direta de mudas. Os núcleos de sementes formados sob os poleiros instalados dentro de áreas em processo de restauração (Espíndola, 2004; Bechara, 2006; Tres, 2006) mostraram que essas estruturas artificiais exercem a função de mais um elemento nucleador na área degradada.

O inconveniente das técnicas de nucleação é o longo tempo para a recuperação da área degradada, quando comparada com as técnicas de plantio total.

Em áreas com baixa capacidade de resiliência, o que é bem comum em áreas degradadas por atividades agropecuárias, a técnica mais recomendada é o plantio total, que consiste em reintroduzir o extrato arbóreo através do plantio de mudas. A seguir são listados alguns modelos de plantio total:

Modelo de ilhas vegetativas

Quando a área a ser recuperada é muito extensa e se dispõe de pouco recurso financeiro para a sua restauração, pode-se optar pela recuperação, através de ilhas vegetativas. As ilhas devem ser pensadas para 15% a 30% da área total, com o plantio de espécies pioneiras, secundárias e clímax. Dentre as vantagens existentes nesse processo pode-se citar que funcionarão como “Stepping-stones” (Trampolins ecológicos), atraindo espécies dispersoras de sementes, além de atuar como fonte de sementes para áreas vizinhas e ainda atuarão como ponto de convergência de sementes de áreas vizinhas, além de contarem com apenas 30% das mudas e 70% dos custos de um plantio florestal (Reis *et al.*, 2003).

Modelo de Plantio ao Acaso

Este modelo de recuperação funciona através do plantio ao acaso das mudas, ou seja, sem espaçamento definido, se baseia no fato de que a regeneração natural das espécies florestais não obedece a nenhum tipo de espaçamento predeterminado (Martins, 2001).

Modelos sucessionais

Este modelo parte do princípio de que espécies de início de sucessão, são tolerantes à pleno sol e possuem crescimento rápido. Essas espécies devem fornecer condições ecológicas, principalmente sombreamento, para o desenvolvimento de espécies finais da sucessão, ou seja, aquelas que necessitam de sombra, pelo menos na fase inicial do crescimento (Martins, 2001).

Modelos sucessionais com plantio em linha com duas espécies

O modelo de plantio em linha mais simples emprega uma linha com uma única espécie pioneira, alternada com uma linha de espécies não pioneira (secundária tardia ou climática).

Este modelo se baseia na premissa de que a espécie pioneira fornecerá sombra para a não pioneira que a substituirá ao longo do tempo (Martins, 2001).

Modelos sucessionais com plantio em linha com várias espécies

Utilização de várias espécies, formando grupos de pioneiras e de não pioneiras, é um modelo complexo que apresenta, como maior vantagem, a formação de uma floresta com maior diversidade e, portanto, mais semelhante a uma mata nativa (Martins, 2001).

Modelos sucessionais com plantio em quincôncio

No plantio em quincôncio, uma muda de espécie não pioneira fica no centro de um quadrado formado por quatro mudas de espécies pioneiras. Como as espécies pioneiras apresentam crescimento rápido, irão fornecer o sombreamento necessário para a muda de espécie não pioneira (Martins, 2001).

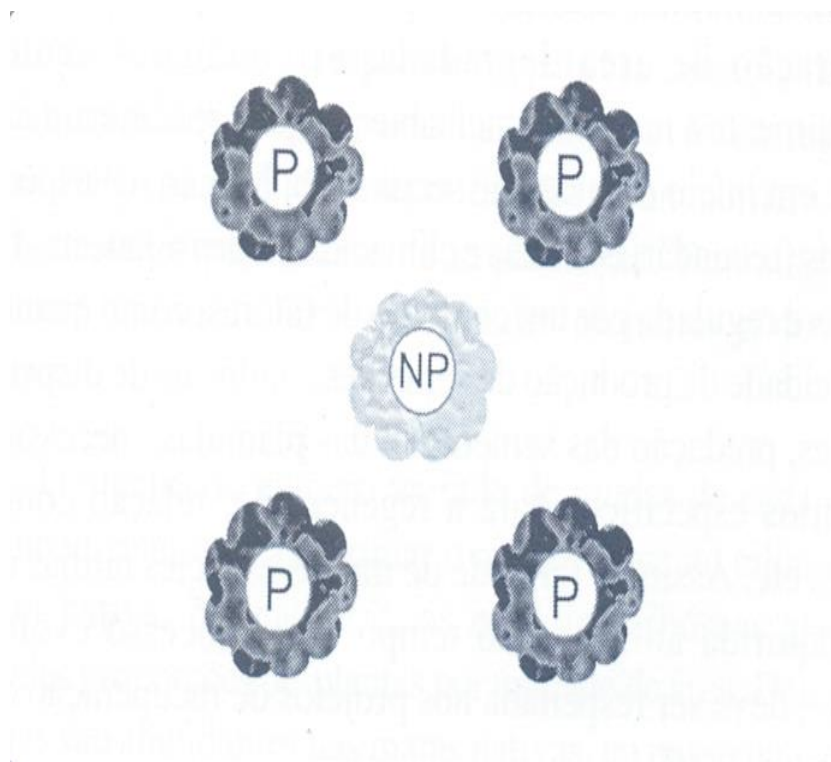


Figura 1. Modelos de sucessionais plantio em quincôncio. Desenho extraído de MARTINS (2001)

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Áreas de Estudo

Neste trabalho foram escolhidas áreas, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá localizadas em mata ciliar, com plantios realizados de 2008 a 2011.

O clima, segundo classificação de Köppen é tropical (Aw), caracterizado por verão chuvoso e inverno seco. A média anual de temperatura varia entre 22° C e 24° C. A precipitação média anual é de 1.212 mm (Mattos *et al.*, 1998), ocorrendo de forma mal distribuída ao longo do ano, com períodos de seca entre os meses de maio e setembro e os de maior precipitação entre os meses de outubro a março (Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social do Rio de Janeiro - FIDERJ, 1978).

Na área de entorno da Reserva Biológica do Tinguá, ocorrem basicamente os solos do tipo Cambissolo, Latossolo, Neosolo e Argissolo, frequentemente associados entre si (IBAMA, 2006).

Estudos comprovam que originalmente a região da Reserva englobava as variações longitudinais da Floresta Ombrófila Densa, e de acordo com diversos autores (Silva & Leitão Filho, 1982; Barros *et al.*, 1981; Custódio Filho *et al.*, 1992), a composição florística mais relevante deste trecho pertence as famílias Euphorbiaceae, Lauraceae, Leguminosae,

Myrtaceae, Arecaceae e Rubiaceae, registrando-se no entanto uma nítida diferenciação entre as distintas sub unidades florísticas da Floresta Ombrófila Densa, de acordo com os diferentes trechos do seu ecossistema.

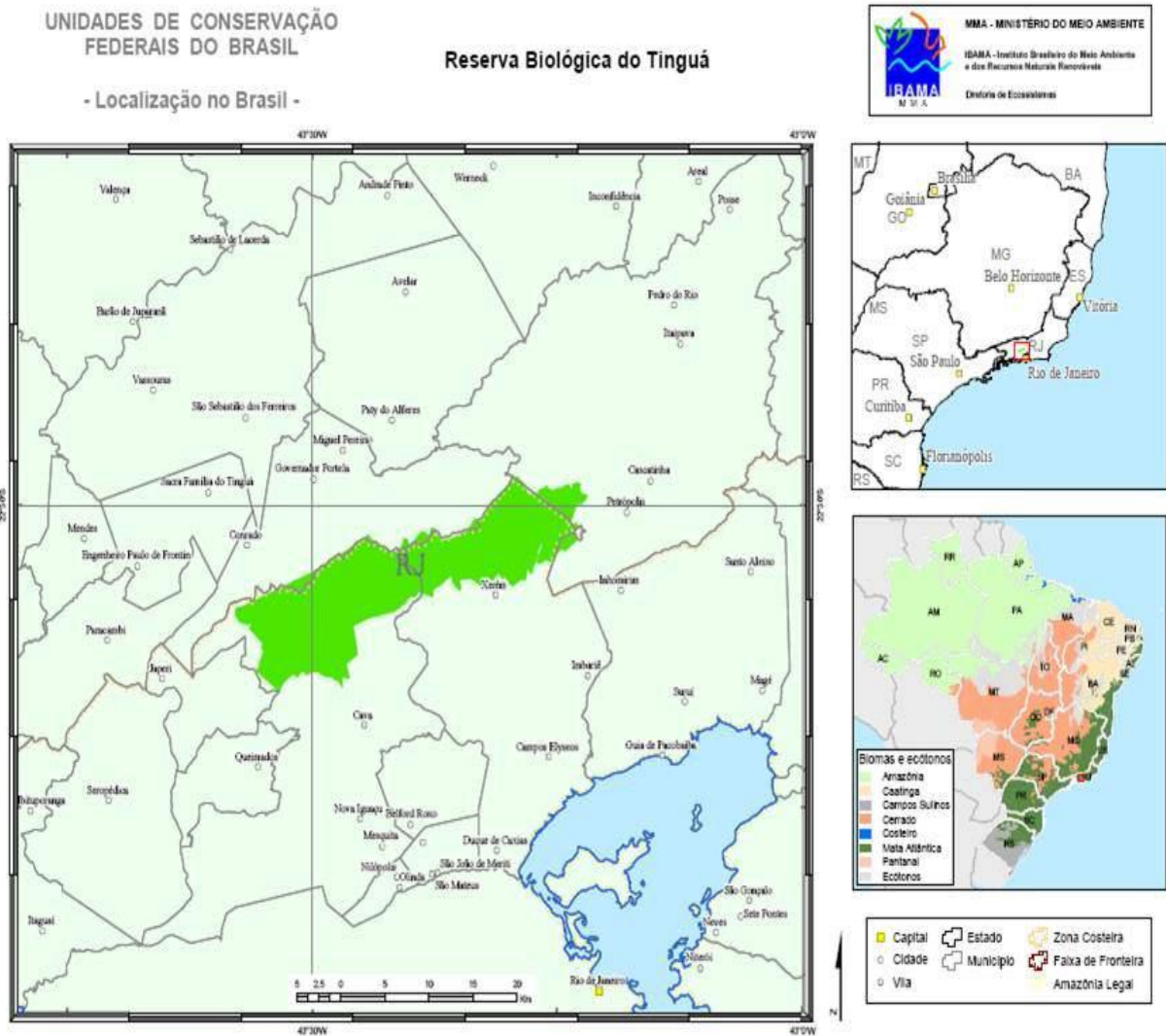


Figura 2. Mapa de localização da Reserva Biológica do Tinguá no estado do Rio de Janeiro (IBAMA, 2006)
 Fonte : Plano de manejo da Reserva Biológica do Tinguá, RJ

3.2 Descrição das áreas avaliadas

Diversas são as organizações que vem executando atividades voltadas ao meio ambiente no entorno da REBIO Tinguá e estão relacionadas à educação ambiental, capacitação de pessoal, geração de emprego e renda e ainda restauração florestal. Entre essas organizações, destaca-se a Entidade Ambientalista Onda Verde que através do Projeto Cuidando das Águas, patrocinado pela PETROBRAS por meio do programa PETROBRAS AMBIENTAL, vem atuando no entorno da reserva biológica de Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.

Neste trabalho foram selecionados dois sítios reflorestados pela Onda Verde, localizados em áreas de mata ciliar.

3.2.1 Sítio 1

Propriedade do Sr. Canavarro Gontijo Neto, situada na Estrada do Comércio N° 93 Bairro: Tinguá, as coordenadas geográficas do local são 22°36'52,4" de latitude sul e 43°25'21,1" de longitude Oeste. A altitude é de 28 metros, cuja vegetação original caracteriza-se como Floresta Atlântica de Terras Baixas. A área está localizada na mata ciliar do rio Ana Felícia e antes do plantio estava ocupada por uma pastagem abandonada há aproximadamente 10 anos, com predominância de capim colônia (*Panicum maximum*), capim napier (*Pennisetum sp.*) e o capim braquiária (*Brachiaria sp.*).

Nesta área de estudo foram feitos dois plantios, o plantio 1 foi efetuado em Junho de 2010 em uma área de 1.100 m², o espaçamento utilizado foi de 1m x 1m, em quincôncio. O coroamento realizado foi de 40 cm de diâmetro, a dimensão das covas foi de 40 cm x 40 cm x 40 cm e na adubação de plantio, utilizou - se 50 g de termofosfato e 50 g de calcário dolomítico por cova. Nesta área foram realizadas 6 manutenções de roçada e coroamento das plantas.

O plantio 2 foi efetuado em agosto de 2011 em uma área de 5.321,42 m², com espaçamento de 2 m x 2 m, em quincôncio, o coroamento realizado foi de 80 cm de diâmetro e as dimensões das covas foram de 40 cm x 40 cm x 40 cm , na adubação de plantio foi utilizado 100 g de termofosfato e 500 g de esterco bovino por cova. No combate a formigas cortadeiras foi utilizado o formicida Mirex – s devidamente protegido em porta iscas. Nesta área foram realizadas 3 manutenções, de roçada e coroamento das plantas.



Plantio 1

Plantio 2

Figura 3. Imagem de satélite do sítio 1, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ
Fonte : Google Earth™ 2013

3.2.2 Sítio 2

Propriedade do Sr. Mario Takume Hayashi - localizada na Estrada da Boa Esperança nº 1.184 Bairro: Tinguá, as coordenadas geográficas do local são 22° 35' 16,53" de latitude sul e 43° 24' 13,86" de longitude Oeste. Com uma altitude de 32 metros, a vegetação original caracteriza - se por Floresta Atlântica de Terras Baixas.

A área está localizada na mata ciliar do rio Boa Esperança e antes do plantio estava ocupada por pastagem degradada abandonada por um ano. A vegetação predominante na área era o capim colômbio (*Panicum maximum*).

Nesta área de estudo o plantio foi realizado em maio de 2008 em 1000 m², contemplando quatro tratamentos com 50 plantas cada e percentuais diferentes de plantas da família Fabaceae por tratamento; 0%, 25%, 50% e 75%. O espaçamento utilizado foi de 2m x 2m, em quincôncio. O coroamento realizado foi de 80 cm de diâmetro e as covas de 40 cm x 40 cm. Na adubação de plantio foi utilizado 50 g de termofosfato e 200 g de esterco bovino por cova em todos os tratamentos. Devido à alta incidência de formigas cortadeiras no tratamento com 0% de leguminosas, foi aplicado após o plantio o formicida Mirex – S,

devidamente protegido em porta iscas. Nesta área foram realizadas 8 manutenções de roçada e coroamento das plantas.

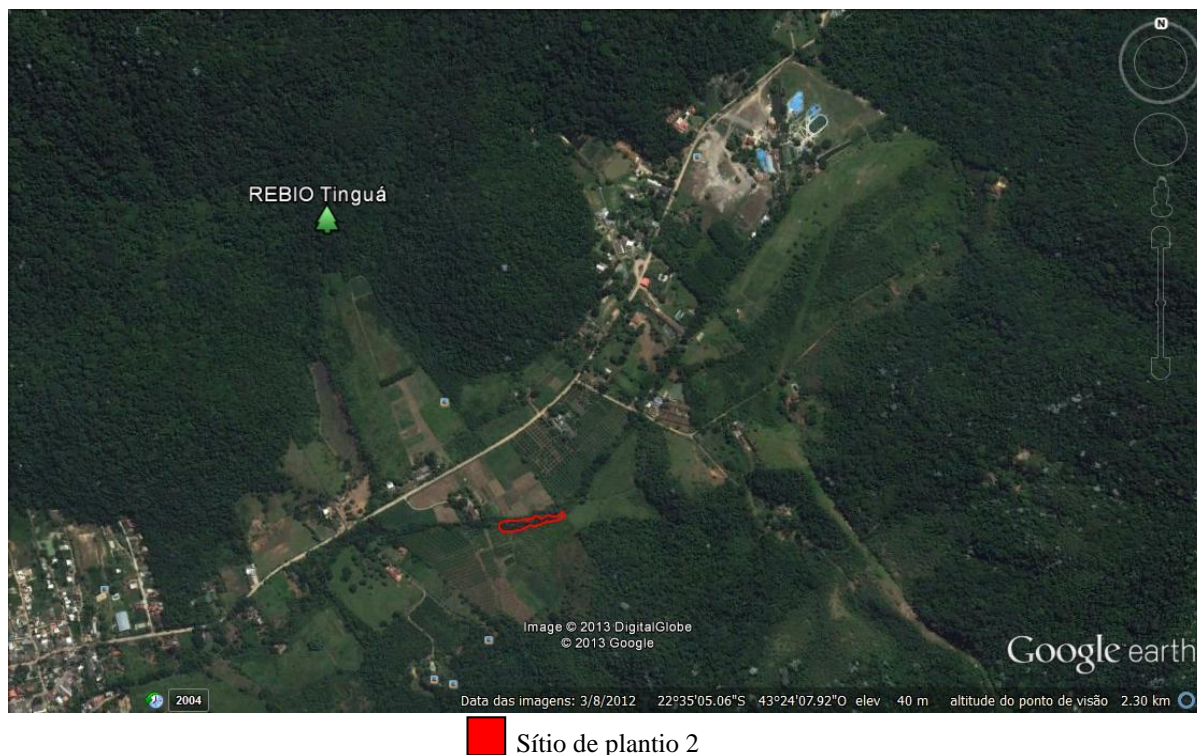


Figura 4. Imagem de satélite do sítio 2, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ
Fonte : Google Earth™ 2013

3.3 Indicadores Avaliados

3.3.1 Identificação das espécies e avaliação do crescimento vegetativo

Foi realizada a identificação botânica e mensuração das espécies plantadas em cada sítio. Para este estudo em cada um dos 6 tratamentos; plantios com espaçamentos distintos 1 m x 1 m e 2 m x 2 m no sítio 1 e plantios contemplando percentuais diferentes de plantas da família Fabaceae; 0%, 25%, 50% e 75% no sítio 2, foram mensuradas todas as plantas. A altura total das plantas foi medida com o auxílio de uma fita métrica graduada. Para mensurar a área de copa foram realizadas duas medições da projeção da copa, sendo a primeira no sentido da linha de plantio e a segunda no sentido transversal a esta, em seguida a área de copa foi calculada utilizando a fórmula de área da elipse que leva em consideração a maior medida longitudinal e transversal da copa, $AC = L_1 \cdot L_2 \cdot (\pi/4)$. O diâmetro a altura do peito

(DAP) foi medido a altura de 1,30 m do solo com o auxílio de um paquímetro. Este parâmetro biométrico foi realizado apenas nos indivíduos com altura total, igual ou superior a um metro e meio. A classificação do grupo funcional e forma de dispersão de cada espécie florestal nativa foram realizadas com base em levantamentos bibliográficos de Van der Pijl (1982); Lorenzi (2002, 2008, 2009); Bonnet *et al.*, 2009; Resende *et al.*, 2010.

As espécies foram classificadas quanto às síndromes de dispersão de diásporos e posteriormente, foram classificadas em dois grupos: (1) espécies com síndrome de dispersão biótica (zoocoria) e (2) espécies com síndrome de dispersão abiótica (anemocoria, autocoria, barocoria e hidrocoria).

3.3.2 Amostragem do Solo

Para a avaliação de atributos químicos físicos fez – se o uso de amostras deformadas coletadas na profundidade de 0-10 cm.

Em cada área de estudo foi realizada a coleta em 3 unidades amostrais, em cada unidade amostral foram coletadas dez sub amostras simples aleatórias, posteriormente homogeneizadas obtendo-se uma amostra composta por área.



Figura 5. Coleta de solo para a avaliação de atributos químicos e físicos no sítio 2, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ

3.4 Análise de fertilidade do solo

Consistiu na determinação de pH, Al, Ca, Mg, P, K, C e N. As amostras de terra foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2,0 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA). Posteriormente, as amostras foram devidamente identificadas e encaminhadas para o Laboratório de Química Agrícola da Embrapa Agrobiologia, onde foram analisadas conforme a metodologia EMBRAPA (1997).

3.5 Análise física do solo (Composição granulométrica)

Nas amostras de solo coletadas foram determinados os percentuais de silte, areia e argila. Após secas ao ar, foram destorroadas e passadas em peneira com malha de 2,0 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA). Posteriormente foram pesadas 10 g de TFSA adicionando-se 50 ml da solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹ e 150 ml de água destilada, agitado com bastão de vidro deixando em repouso por uma noite (Ruiz, 2005). A agitação foi realizada em agitador tipo Wagner a 60 rpm por um período de 16 horas (agitação lenta). Os teores de argila e areia totais foram obtidos respectivamente pela pipetagem e peneiramento, enquanto que o teor de silte por diferença. A classificação foi realizada de acordo com o diagrama triangular de classificação textural do solo adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (Medina, 1975).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do Solo no Sítio 1

4.1.1 Análise de Fertilidade dos Solos

Os dados de fertilidade do solo do plantio 1 quando comparado com o plantio 2 apresentaram valor de pH mais elevado, assim como, os teores de cálcio, magnésio, fósforo e teor inferior para o alumínio, esse resultado pode ser explicado pela aplicação de 50 g de calcário dolomítico por cova no plantio 1. Segundo De-Polli *et al.* (1988) a calagem pode proporcionar maior suprimento de cálcio e magnésio as plantas, elevar a disponibilidade de outros nutrientes, por exemplo, fósforo, além de elevar o pH do solo eliminando os efeitos nocivos da acidez do solo, destacando – se a toxidez por alumínio (Tabela 1).

Tabela 1. Análise química do solo na profundidade de (0 – 10 cm) no sítio 1 nas distintas áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio 1 = Reflorestamento com 22 meses, Plantio 2 = Reflorestamento com 8 meses).

SÍTIO DE PLANTIO	pH	Al	Ca	Mg	P	K	C	N
		(cmolc/dm ³)	(cmolc/dm ³)	(cmolc/dm ³)	(mg/L)	(mg/L)	(g/kg)	(g/kg)
Plantio 1	5,4	0,44	3,32	1,01	4,8	56	10,6	1,2
Plantio 2	4,6	1,44	1,42	0,73	3,7	75	11,7	1,4

4.1.2 Composição Granulométrica dos Solos

Baseado na classificação de Lemos & Santos, (1996) foram identificadas duas classes texturais: franco arenosa (FAR) e franco argilo arenosa (FAAR). Esses resultados de caracterização granulométrica do solo indicam que as áreas tem texturas similares (Tabela 2).

Tabela 2. Composição Granulométrica dos solos na profundidade de (0 – 10 cm) no sítio 1 nas distintas áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio 1 = Reflorestamento com 22 meses, Plantio 2 = Reflorestamento com 8 meses).

Sítio de Plantio	%AG	%AF	%ARG	%SIL	CLASSE TEXTURA
Plantio 1	0,47	0,16	0,17	0,20	FAR
Plantio 2	0,35	0,26	0,26	0,13	FAAR

AG = Areia Grossa AF = Areia Fina ARG = Argila SIL = Silte

4.2 Avaliações Biométricas, Grupos Ecológicos e Síndrome de Dispersão de Diásporos do Sítio 1

Neste sítio foram avaliadas duas áreas de plantio quanto aos parâmetros biométricos.

Considerando os 2 plantios avaliados, foram identificadas 40 espécies plantadas, as quais foram classificadas em função do grupo ecológico a que pertencem. Foram plantadas 11 espécies pioneiras (79 %) e 3 espécies não pioneiras (21%) na área de plantio 1 e 24 espécies pioneiras (63%) e 14 espécies não pioneiras (37%) na área de plantio 2.

Tabela 3. Nome científico, família; nome comum, grupo ecológico e forma de dispersão das espécies que foram utilizadas para recomposição florestal, de áreas degradadas por atividades agropecuárias no sítio 1, Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome científico	Família	Nome comum	Grupo Ecológico	Síndrome de dispersão
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Fabaceae	Monjoleiro	PI	AN
<i>Anadenathera colubrina</i> (Vellozo) Var. Cebil (Griseb.)	Fabaceae	Angico Vermelho	PI	AU/BA
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	Urucum	PI	AU
<i>Byrsonima basiloba</i> A. Juss.	Malpighiaceae	Murici	NP	ZOO
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A. Robyns	Malvaceae	Castanha	PI	AU/BA/ZOO
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam	Fabaceae	Pau Brasil	NP	AU/BA
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.	Fabaceae	Pau ferro	PI	AU/BA/ZOO
<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC. Var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) G.P. Lewis	Fabaceae	Sibipiruna	NP	AU/BA
<i>Cordia superba</i> Cham.	Boraginaceae	Babosa branca	PI	ZOO
<i>Cecropia pachystachia</i> Trécul.	Cecropiaceae	Embaúba	PI	ZOO
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Cedro rosa	NP	AN
<i>Ceiba insignis</i> (KUNTH) P.E. Gibbs&Semir	Malvaceae	Paineira	PI	AN
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	Fabaceae	Tartaré	NP	AN/BA
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	Copaíba	NP	ZOO
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	Sangra d'água	PI	AU
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Tucaneira	PI	ZOO
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Fabaceae	Mulungu	PI	AU/BA/HID
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Pitanga	NP	ZOO
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae	Pau d'alho	NP	AN
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	Genipapo	NP	ZOO
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	Ingá - macarrão	PI	BA/ZOO/HID
<i>Inga marginata</i> Will.	Fabaceae	Ingá - feijão	PI	ZOO/HID
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae	Ingá - ferradura	PI	ZOO/HID
<i>Joanesia princeps</i> Vell.	Euphorbiaceae	Cutieira	PI	AU/ZOO
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae	Açoita cavalo	PI	AN
<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae	Bico de pato	NP	AN
<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	Fabaceae	Jurema	PI	AN/AU
<i>Myrciaria glazioviana</i> Seeds	Myrtaceae	Cabeludinha	NP	ZOO
<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) J.G.RohWer	Lauraceae	Canela sassafrás	NP	ZOO
<i>Peltophorum dubium</i> (Sprengel) Taubert	Fabaceae	Canafístula	PI	AN/BA/AU
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Fabaceae	Pau jacaré	PI	AN/BA/AU
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	Fabaceae	Pau pereira	PI	AN
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Malvaceae	Imbiruçu	PI	AN

Tabela 3. Nome científico, família; nome comum, grupo ecológico e forma de dispersão das espécies que foram utilizadas para recomposição florestal, de áreas degradadas por atividades agropecuárias no sítio 1, Tinguá, Nova Iguaçu – RJ. Continuação.

Nome científico	Família	Nome comum	Grupo Ecológico	Síndrome de dispersão
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	Araça	PI	ZOO
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	Goiaba	PI	ZOO
<i>Pterigota brasiliensis</i> Allmao	Malvaceae	Pau rei	PI	AN/AU/BA
<i>Sapindus saponária</i> L.	Sapindaceae	Saboneteira	NP	BA/ZOO
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Aroeira	PI	ZOO
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	Fabaceae	Guapuruvu	PI	AN/AU/BA
<i>Senna macranthera</i> (Collad.)Irwin et Barn.	Fabaceae	Fedegoso	PI	AU
<i>Spondias lutea</i> L.	Anacardiaceae	Caja mirim	PI	BA/ZOO
<i>Tabebuia heptaphyla</i> (Vellozo) Toledo.	Bignoniaceae	Ipê roxo	PI	AN
<i>Tabebuia crysotricha</i> (Mart. ex DC) Standl.	Bignoniaceae	Ipê tabaco	NP	AN
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC) Standley.	Bignoniaceae	Ipê rosa	NP	AU
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	Melastomataceae	Quaresmeira	PI	AU
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	Pau formiga	PI	AU

Síndrome de dispersão: AN = Anemocoria; AU = Autocoria; BA = Barocoria; HID = Hidrocoria; ZOO = Zoocoria. Grupo Ecológico: PI = Pioneiras; NP = Não pioneiras **Adaptada de: Resende et al. (2010); Bonnet et al. (2009); Carvalho (2003, 2006, 2008, 2010).

Nas figuras 6 e 7 é possível observar a área 1 na ocasião do plantio e aos 22 meses após.



Figura 6. Área 1 no sítio 1 quando da ocasião da revegetação, em junho de 2010, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.



Figura 7. Área 1 no sítio 1 aos 22 meses após a revegetação, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.

Após 22 meses do plantio as espécies que mais se desenvolveram em altura na área do plantio 1 sítio 1 foram: Babosa branca, Pau Jacaré, Canafístula, Aroeira e Pau formiga respectivamente. Para o parâmetro área de copa as espécies que mais se destacaram foram: Aroeira, Pau jacaré, Babosa branca, Canafístula e o Ingá ferradura. Já no parâmetro diâmetro à altura do peito (DAP) as espécies que mais se desenvolveram foram: Canafístula, Babosa branca, Pau jacaré, Aroeira e Paineira. As espécies não pioneiras Sibipiruna e Pau d' alho se destacaram nos parâmetros altura total e área de copa apresentando valores significativos quando comparados com outras espécies pioneiras como a goiabeira, o Ipê roxo e a paineira (Tabela 4).

Tabela 4. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 1 plantio 1 (adensado) localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome comum	Área de Copa	Altura Total	DAP	Número de indivíduos
	m ²	m	cm	
Aroeira	7,2 ± 0,6	3,9 ± 0,2	3,6 ± 0,3	33
Babosa Branca	5,5 ± 0,9	4,4 ± 0,3	4,1 ± 0,5	8
Canafístula	4,1 ± 0,4	4,1 ± 0,3	4,6 ± 0,9	28
Cutieira	2,5 ± 0,5	3,3 ± 0,5	3,1 ± 0,6	9
Goiabeira	1,1 ± 0,2	1,7 ± 0,8	0,5 ± 0,2	8
Ingá Ferradura	3,5 ± 1,2	3,4 ± 0,6	2,9 ± 1,7	5
Ipê roxo	0,5 ± 0,1	2,1 ± 0,5	0,9 ± 0,2	19
Ipê Tabaco	0,4 ± 0,1	2,0 ± 0,5	0,6 ± 0,1	19
Paineira	1,6 ± 0,4	2,3 ± 0,4	3,4 ± 0,7	25
Pau D'alho	1,9 ± 0,4	3,0 ± 0,3	1,8 ± 0,2	28
Pau Formiga	1,7 ± 0,2	3,5 ± 0,3	2,5 ± 0,3	35
Pau Jacaré	6,5 ± 0,9	4,3 ± 0,3	4,0 ± 0,4	29
Sibipiruna	3,2 ± 0,4	2,8 ± 0,2	2,0 ± 0,4	51
Tucaneira	2,2 ± 0,3	2,8 ± 0,3	1,6 ± 0,2	34
Total	3,0 ± 0,5 ^(A)	3,2 ± 0,2 ^(A)	2,6 ± 0,3 ^(A)	331 ^(B)

(A) Média geral seguida de erro padrão (B) Somatório de todos os indivíduos

Na área de plantio 2 sítio 1 aos 8 meses após o plantio as espécies que mais cresceram em altura foram: Jurema, Guapuruvu, Pau jacaré, Embaúba e Canafístula respectivamente. No parâmetro área de copa as espécies que apresentaram melhores resultados foram: Jurema, Guapuruvu, Pau jacaré, Ingá ferradura e Canafístula. Já nos parâmetro DAP as espécies com maiores diâmetros foram: Guapuruvu, Jurema, Embaúba, Canafístula e Pau jacaré (Tabela 5).

Tabela 5. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 1 plantio 2 localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome Comum	Área de Copa	Altura Total	DAP	Número de indivíduos
	m ²	M	cm	
Açoíta Cavallo	2,5 ± 0,6	1,9 ± 0,2	3,0 ± 1,1	7
Angico Vermelho	2,6 ± 0,7	2,6 ± 0,3	5,0 ± 1,0	7
Araçá	0,2 ± 0,0	0,9 ± 0,1	-----	5
Aroeira	1,1 ± 0,3	2,4 ± 0,2	4,4 ± 0,9	7
Bico de Pato	1,0 ± 0,1	1,8 ± 0,2	2,4 ± 0,8	7
Cabeludinha	0,1 ± 0,0	0,4 ± 0,0	-----	3
Canafístula	3,1 ± 0,5	2,8 ± 0,5	8,1 ± 0,8	7
Canela sassafrás	0,1 ± 0,0	0,7 ± 0,1	-----	4
Castanha	0,4 ± 0,1	1,2 ± 0,2	-----	6
Cedro Rosa	1,1 ± 0,4	1,5 ± 0,3	3,5 ± 1,6	7
Copaíba	0,3 ± 0,1	1,3 ± 0,3	-----	6
Cutieira	1,7 ± 0,5	2,2 ± 0,3	6,0 ± 1,7	7
Embaúba	1,5 ± 0,2	2,8 ± 0,3	8,2 ± 1,5	7
Fedegoso	0,9 ± 0,4	1,3 ± 0,0	-----	3
Goiaba	0,5 ± 0,1	1,3 ± 0,2	-----	6
Guapuruvu	8,0 ± 1,3	3,2 ± 0,3	16,8 ± 1,7	6
Imbiruçu	0,8 ± 0,1	1,2 ± 0,0	-----	3
Ingá Feijão	0,6 ± 0,4	1,2 ± 0,3	-----	4
Ingá Ferradura	3,6 ± 0,6	2,6 ± 0,2	5,7 ± 0,8	7
Ipê rosa	0,5 ± 0,1	1,6 ± 0,1	5,8 ± 2,5	7
Ipê Tabaco	0,2 ± 0,1	1,4 ± 0,2	-----	7
Genipapo	0,3 ± 0,0	1,0 ± 0,1	-----	6
Jurema	16,3 ± 4,2	4,1 ± 0,2	10,3 ± 1,6	7
Monjoleiro	1,1 ± 0,3	2,5 ± 0,3	4,4 ± 1,4	6
Mulungu	0,8 ± 0,2	2,1 ± 0,2	4,9 ± 1,2	6
Murici café	0,3 ± 0,1	0,9 ± 0,1	-----	4
Paineira	1,2 ± 0,4	1,8 ± 0,2	4,0 ± 1,2	7
Pau Brasil	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,2	-----	5
Pau D'alto	0,9 ± 0,4	2,1 ± 0,3	3,4 ± 1,0	7
Pau Formiga	0,7 ± 0,2	1,9 ± 0,2	3,5 ± 1,3	7
Pau Jacaré	7,5 ± 1,7	3,1 ± 0,4	8,1 ± 1,2	7
Pau pereira	0,3 ± 0,1	1,0 ± 0,0	-----	7
Pau Rei	0,6 ± 0,2	1,2 ± 0,2	-----	7
Pitangueira	0,3 ± 0,1	0,8 ± 0,2	-----	6
Quaresmeira	1,3 ± 0,3	1,9 ± 0,1	2,9 ± 0,6	7
Saboneteira	0,1 ± 0,1	1,0 ± 0,9	-----	7
Sibipiruna	1,3 ± 0,2	1,3 ± 0,3	-----	7
Tartaré	2,6 ± 0,5	1,7 ± 0,2	1,4 ± 0,5	7
Total	1,8 ± 0,5^(A)	1,8 ± 0,1^(A)	5,6 ± 0,8^(A)	233^(B)

(A) Média geral seguida de erro padrão (B) Somatório de todos os indivíduos. Os indivíduos com altura total inferior a 1,5 m não foi coletado o Diâmetro a altura do peito (DAP).



Figura 8. Plantio 2 sítio 1 durante a ocasião da implantação em agosto de 2011 no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.



Figura 9 - Plantio 2 sítio 1 aos 8 meses após a implantação no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.

Na avaliação biométrica realizada no mês de abril de 2012, constatou – se uma taxa de sobrevivência de 94 % no plantio 1 e de 85 % no plantio 2. A mortalidade de 15 % no plantio 2 ficou um pouco acima do valor desejável de 10 % para plantios florestais (Rodrigues *et al.*, 2009), contudo plantios heterogêneos com espécies florestais nativas de diferentes grupos ecológicos, uma sobrevivência de 85% pode ser considerada satisfatória. A maior sobrevivência no plantio 1 pode ser relacionada a dois fatores: o alto percentual de espécies pioneiras 85,7 %, pois estas espécies em sua maioria toleram baixos níveis de fertilidade do solo e incidência luminosa direta; e ao espaçamento mais adensado de 1 m x 1 m que, sombreou a área respectivamente reduzindo a competição de gramíneas. Os valores de sobrevivência dependem muito das condições de plantio e da área. Lima *et al.* (2009) numa área revegetada em Indianópolis, MG, consideraram o valor obtido de 70,3 % satisfatório.

Os dados de desenvolvimento das espécies, divididos em grupos ecológicos são apresentados nas Figuras 10, 11 e 12. Nas figuras é possível observar a maior taxa de desenvolvimento das espécies pioneiras nos três atributos avaliados, nas duas áreas de plantio. O melhor desempenho das espécies pioneiras corroboram com os dados da literatura clássica sobre o assunto (Budowski, 1965; Kageyama et al. 1989; Whitmore, 1998; Carvalho, 2003). Esses autores afirmam que as espécies pioneiras possuem alta tolerância a luz direta e possuem rápido desenvolvimento quando comparado com as espécies não pioneiras. Nos atributos área de copa e altura total as espécies não pioneiras diferem em cerca de 16% das espécies pioneiras no plantio 1, enquanto no plantio 2 as espécies não pioneiras quando comparadas com as espécies pioneiras, diferem em torno de 44% no atributo altura total e 71% no atributo área de copa. Os resultados confirmam o crescimento mais acelerado das espécies pioneiras nas condições de plantio do sítio 1.

A menor taxa de crescimento das espécies não pioneiras nos atributos altura total e área de copa do plantio 2 aos 8 meses de idade e espaçamento 2 m x 2 m quando comparadas com o plantio 1 aos 22 meses de idade e espaçamento 1 m x 1 m, no qual apresentou maior desenvolvimento das espécies não pioneiras corroboram com as afirmativas de (Budowski, 1965; Kageyama *et al.* 1989; Whitmore, 1998; Carvalho, 2003), na qual mencionam que espécies não pioneiras possuem baixa tolerância à luz direta e possuem desenvolvimento inferior quando comparado com espécies pioneiras, desta forma as espécies não pioneiras tendem a aumentar o seu desenvolvimento a medida que as espécies pioneiras gradativamente elevem a qualidade do microclima no povoamento florestal reduzindo a luminosidade, aumentando a umidade e a fertilidade do solo.

No atributo diâmetro à altura do peito as espécies do plantio 1 aos 22 meses de idade e espaçamento 1 m x 1 m tiveram desenvolvimento menor que as espécies do plantio 2 aos 8 meses de idade e espaçamento 2 m x 2 m. Rondon, 2002 e Silva, 2008 mencionam que plantios mais adensados apresentam menor incremento em DAP e maior desenvolvimento em altura total. Segundo Balloni & Simões (1980), o diâmetro é a característica, entre as normalmente avaliadas, que é mais influenciada pelo espaçamento, elevando seu incremento de acordo com o aumento do espaçamento. Leles *et al.* (1998) e Ladeira *et al.* (2001) observaram aumento do diâmetro das plantas de eucalipto com aumento de espaçamento e o mesmo foi verificado por Rondon (2002) para *Schizilobium amazonicum* em povoamentos puros.

De maneira geral, o diâmetro é uma característica mais influenciada pelo ambiente, enquanto a altura tende a apresentar maior controle genético, embora também seja afetada pela competição por luz (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos, 1992; Sposito & Santos, 2001). Pesquisas realizadas com espécies florestais como *Acacia mearnsii* De Wild. (Resende *et al.*, 1992), *Grevillea robusta* A. Cunn. (Lins *et al.*, 2001) e outras espécies (Kageyama, 1980; Souza *et al.*, 1993; Faria Neto *et al.*, 2003) constataram a tendência da maior herdabilidade do caráter altura em relação ao diâmetro.

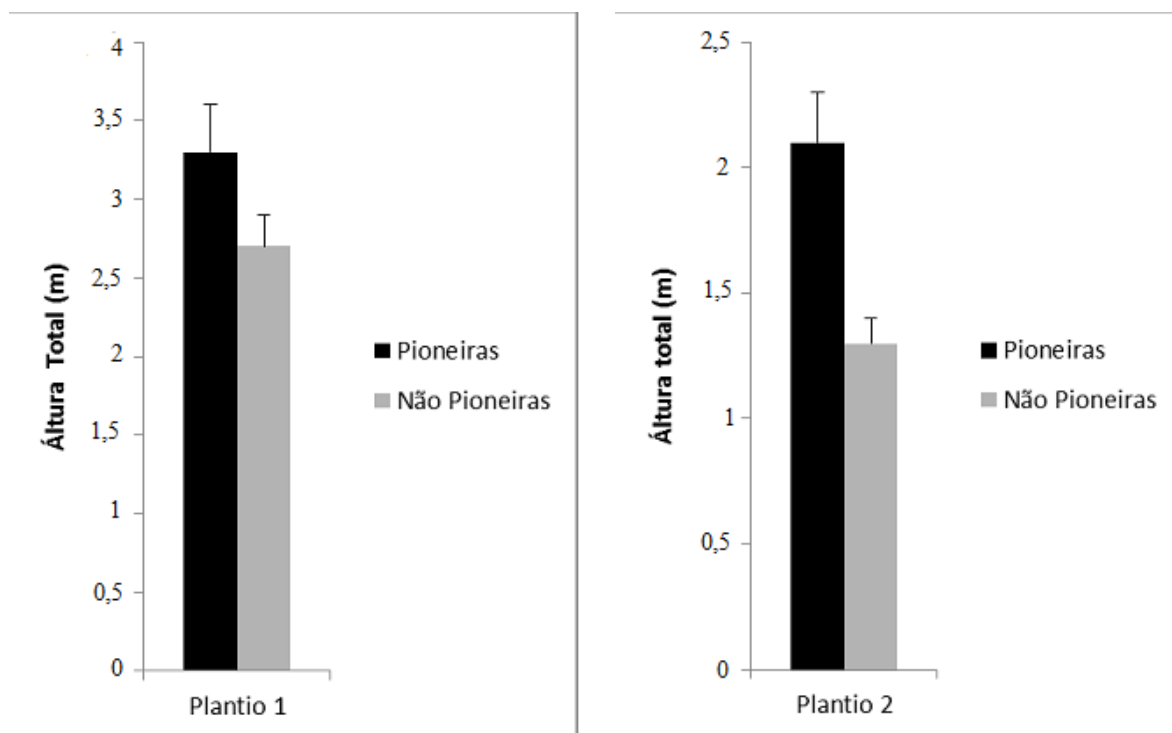
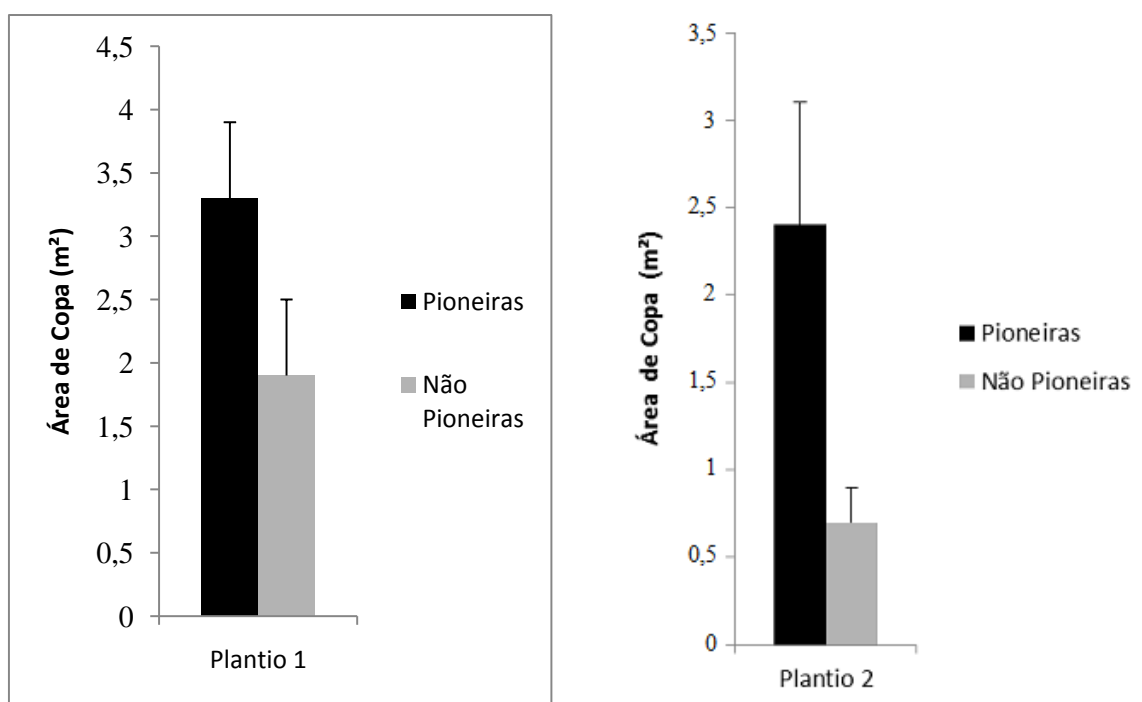
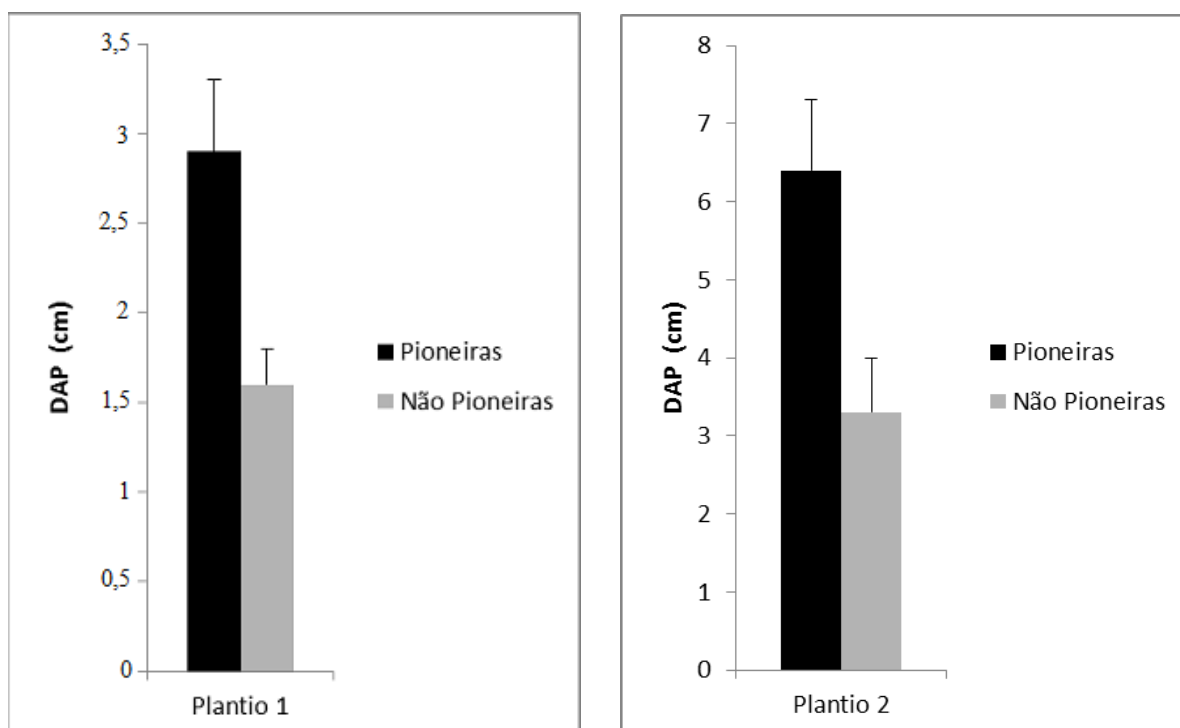


Figura 10. Valores médios e erro padrão do parâmetro altura total (m) das espécies arbóreas dos diferentes grupos funcionais no Plantio 1 com espaçamento de (1 m x 1 m) e no Plantio 2 com espaçamento (2 m x 2 m), no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.



Figuras 11. Valores médios e erro padrão do parâmetro área de copa (m²) das espécies arbóreas dos diferentes grupos funcionais no Plantio 1 com espaçamento de (1m x 1 m) e Plantio 2 com espaçamento (2 m x 2 m), no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.



Figuras 12. Valores médios e erro padrão do parâmetro diâmetro a altura do peito das espécies arbóreas dos diferentes grupos funcionais no Plantio 1 com espaçamento de (1 m x 1 m) e Plantio 2 com espaçamento (2 m x 2 m), no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ

Quanto as síndromes de dispersão das 14 espécies arbóreas plantadas na área de plantio 1, 6 espécies (43%) possuem síndrome de dispersão biótica e 8 espécies (57%) possuem síndrome de dispersão abiótica, na área de plantio 2 foram plantadas 38 espécies arbóreas das quais, 15 espécies (39%) possuem síndrome de dispersão biótica e 23 espécies (61%) possuem síndrome de dispersão abiótica.

De maneira geral em florestas tropicais, a proporção de espécies zoocóricas (bióticas) costuma ser menor em florestas mais perturbadas e em estágios iniciais de sucessão (secundárias), em comparação com florestas preservadas em estágios mais avançados (maduras) (Brown & Lugo, 1990; Chazdon *et al.*, 2007). Estudos realizados em fragmentos de Floresta Ombrófila na região Sudeste vêm indicando que a maioria das espécies arbóreas apresenta síndrome de dispersão zoocórica, cuja importância relativa pode variar de 50% a 99% entre as florestas (Morellato & Leitão Filho, 1992; Tabarelli *et al.*, 1999; Talora & Morellato, 2000; Tabarelli & Peres, 2002; Meira-Neto *et al.*, 2003; Carvalho *et al.*, 2006). No entanto, Cansi (2007) ao estudar a regeneração natural de espécies arbóreas em nove fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Submontana de tamanhos e níveis de perturbação distintos, isolados a cerca de 50 anos na APA da bacia do rio São João, no estado do Rio de Janeiro encontrou como modo de dispersão de sementes predominante a zoocoria, com cerca de 45 % das espécies.

Segundo Oliveira & Moreira (1992), a síndrome de dispersão por anemocoria (abiótica) possui maior ocorrência em fitofisionomias abertas do que em formações florestais, corroborando com a afirmação de Howe & Smallwood (1982) de que a inexistência de um dossel contínuo favorece a dispersão anemocórica.

Aspectos relacionados à distinção da composição florística e diversidade da vegetação, bem como as variações nas formas de crescimento, reprodução e estabelecimento das plantas estão relacionados aos estágios da sucessão dos quais as espécies participam. Plantas de estágios iniciais apresentam sementes pequenas e frutos secos, com maior proporção de anemocoria em relação a plantas de estágios mais avançados. Já as plantas tardias em geral apresentam sementes maiores e frutos carnosos, com grande proporção de espécies zoocóricas (Pijl, 1972).

Os resultados encontrados nos plantios 1 e 2 do sítio 1, apresentaram síndrome de dispersão biótica na faixa de 40 %. A presença dessas espécies atrai agentes dispersores que podem vir buscar alimentos bem como, trazer propágulos. Dessa forma acelerando os processos de sucessão ecológica.

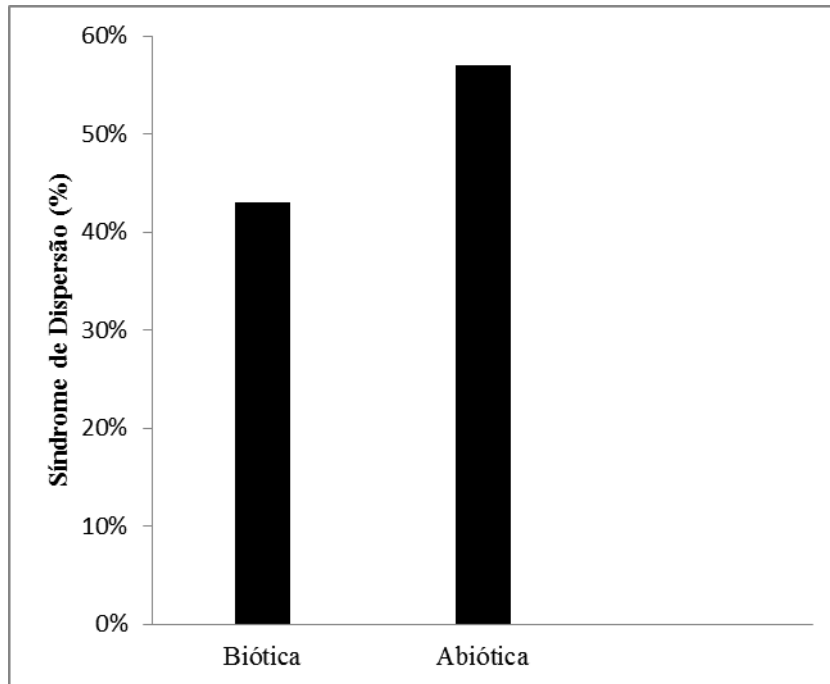


Figura 13. Distribuição das síndromes de dispersão das espécies arbóreas do plantio 1, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá (Nova Iguaçu, RJ).

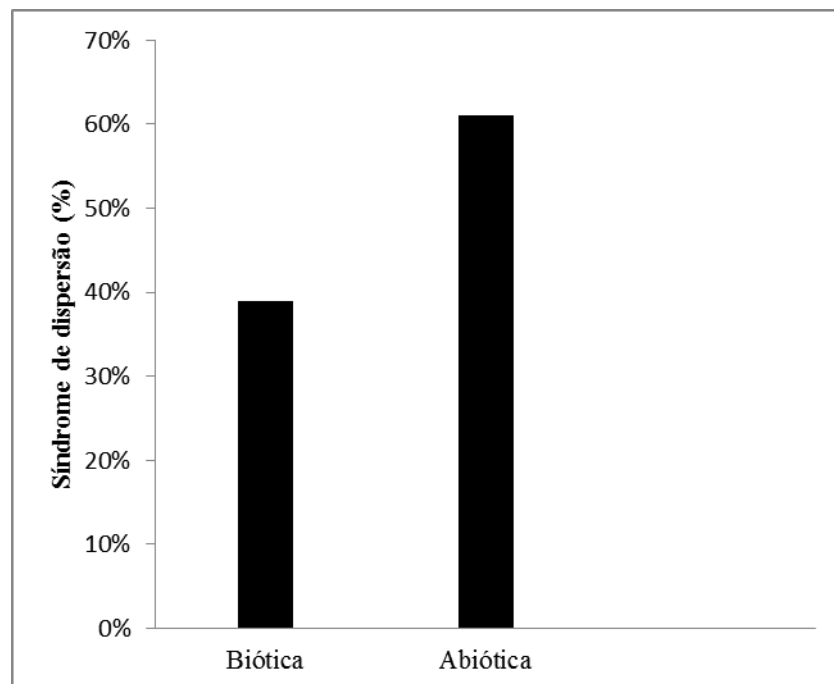


Figura 14. Distribuição das síndromes de dispersão das espécies arbóreas do plantio 2, no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.

4.3 Caracterização do Solo no Sítio 2

4.3.1 Análise de Fertilidade dos Solos

Na Tabela 6 pode ser observado os resultados da análise de fertilidade dos diferentes plantios realizados no sítio 2.

Tabela 6. Análise química do solo na profundidade de (0 – 10 cm) no sítio 2 nas distintas áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio com 75% de leguminosas, plantio com 50% de leguminosas, plantio com 25 % de leguminosas, plantio sem leguminosas) após 47 meses após o plantio.

SÍTIO DE PLANTIO	pH	Al (cmolc/dm ³)	Ca (cmolc/dm ³)	Mg (cmolc/dm ³)	P (mg/L)	K (mg/L)	C (g/kg)	N (g/kg)
75% de leguminosas	4,8	1,63	1,22	0,51	7,38	41	10,6	1,7
50% de leguminosas	4,7	1,61	1,17	0,63	7,42	34	9,8	1,6
25% de leguminosas	4,5	2,14	0,30	0,06	9,74	53	8,1	1,4
Sem uso de leguminosas	4,6	2,12	0,59	0,24	9,31	53	12,3	1,9

4.3.2 Composição Granulométrica dos Solos

Baseado na classificação de Lemos & Santos, (1996) foi identificada apenas uma classe textural: franco argilo arenosa (FAAR). Esses resultados de caracterização granulométrica do solo indicam que as áreas possuem classificação textural homogênea (Tabela 7).

Tabela 7. Composição Granulométrica dos solos na profundidade de (0 – 10 cm) nas diferentes áreas estudadas em Tinguá, Nova Iguaçu, RJ (Plantio com 75% de leguminosas, plantio com 50% de leguminosas, plantio com 25% de leguminosas, plantio sem leguminosas, %AG = Areia Grossa, %AF = Areia fina, %Arg = Argila e % = Silte).

Sítio de Plantio	%AG	%AF	%Arg	%Silte	TEXTURA
75% de leguminosas	0,29	0,35	0,22	0,14	FAAR
50% de leguminosas	0,34	0,36	0,21	0,09	FAAR
25% de leguminosas	0,32	0,30	0,22	0,16	FAAR
Sem leguminosas	0,29	0,20	0,28	0,24	FAAR

AG = Areia Grossa AF = Areia Fina ARG = Argila SIL = Silte

4.4 Avaliações Biométricas do Sítio 2

Neste sítio foram avaliadas quatro áreas de plantios nos parâmetros biométricos, incluindo as taxas de sobrevivência de cada área. Na Tabela 8 são apresentadas as espécies plantadas no sítio 2.

Tabela 8. Nome científico, família; nome comum, grupo ecológico e forma de dispersão das espécies que foram utilizadas para recomposição florestal, de áreas degradadas por atividades agropecuárias no sítio 2, Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome científico	Família	Nome comum	Grupo Ecológico	Síndrome de dispersão
<i>Anadenathera colubrina</i> (Vellozo)Var. Cebil (Griseb)	Fabaceae	Angico Vermelho	PI	AU/BA
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A. Robyns	Malvaceae	Castanha	PI	AU/BA/ZOO
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.	Fabaceae	Pau ferro	PI	AU/BA/ZOO
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Cedro rosa	NP	AN
<i>Ceiba insignis</i> (KUNTH) P.E. Gibbs&Semir	Malvaceae	Paineira	PI	AN
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez.	Lauraceae	Canela de porco	NP	ZOO
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Fabaceae	Mulungu	PI	AU/BA
<i>Euterpe edulis</i> Mart	Arecaceae	Jussara	NP	ZOO/BA
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	Ingá - macarrão	PI	BA/ZOO/HID
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae	Ingá - ferradura	PI	ZOO/HID
<i>Nectandra oppositifolia</i> Ness	Lauraceae	Canela amarela	NP	ZOO
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	Fabaceae	Guapuruvu	PI	AN/AU/BA
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vellozo) Toledo.	Bignoniaceae	Ipê roxo	PI	AN
<i>Tabebuia crysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Bignoniaceae	Ipê tabaco	PI	AN
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	Melastomataceae	Quaresmeira	PI	AU
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	Myristicaceae	Bicuíba	NP	ZOO/AU

Síndrome de dispersão: AN = Anemocoria; AU = Autocoria; BA = Barocoria; HID = Hidrocoria; ZOO = Zoocoria. Grupo Ecológico: PI = Pioneiras; NP = Não pioneiras **Adaptada de: Resende et al. (2010); Bonnet et al. (2009); Carvalho (2003, 2006, 2008, 2010).

Nas figuras 15 e 16 é possível observar a área na ocasião do plantio e 4 anos após.



Figura 15. Sítio 2 quando da ocasião da implantação em maio de 2008, situada no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ.



Figura 16. Sítio 2 aos 47 meses após a implantação, situada no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, RJ

Aos 47 meses após o plantio da área com o tratamento de 75% de leguminosas as espécies que mais se desenvolveram no parâmetro altura foram: Guapuruvu, Canela de porco, Ingá ferradura, Angico vermelho e a castanha, respectivamente. No parâmetro área de copa as espécies que mais se desenvolveram foram: Angico vermelho, Ingá ferradura, Castanha, Guapuruvu e Canela de porco. Já no parâmetro DAP as espécies que mais desenvolveram foram : Guapuruvu, Angico vermelho, Ingá ferradura, Canela de porco e a Castanha (Tabela 9).

Tabela 9. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 75% de leguminosas localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome comum	Área de Copa	Altura Total	DAP	Número de indivíduos
	m ²	m	cm	
Angico Vermelho	18,8 ± 7,9	6,2 ± 1,7	17,1 ± 2,1	4
Canela de porco	6,8 ± 0	6,9 ± 0	11,7 ± 0	1
Castanha	12,8 ± 1,0	4,1 ± 1,2	8,4 ± 1,8	5
Bicuíba	4,4 ± 0,8	2,1 ± 3,6	2,9 ± 1,1	2
Guapuruvu	10,3 ± 13,6	7,3 ± 0,4	18,0 ± 3,2	9
Ingá Ferradura	18,6 ± 7,2	6,7 ± 1,1	14,0 ± 3,2	10
Ipê Amarelo	6,2 ± 0	3 ± 0	3,3 ± 0	2
Mulungu	1,6 ± 0,4	3,1 ± 1,7	5,0 ± 2,4	9
TOTAL	9,9^(A)	5,35^(A)	12,6^(A)	42^(B)

(A) Média geral (B) Somatório de todos os indivíduos

Na área com o tratamento de 50% de leguminosas, as espécies que mais desenvolveram no parâmetro altura foram: pau ferro, guapuruvu, paineira, ingá ferradura e a jussara. No parâmetro área de copa as espécies que mais desenvolveram foram: ingá ferradura, paineira, castanha, guapuruvu e o cedro rosa. Já nos parâmetros DAP as espécies que mais desenvolveram foram: Paineira, Guapuruvu, Ingá ferradura, Cedro rosa e Jussara (Tabela10).

Tabela 10. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 50% de leguminosas localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome comum	Área de Copa	Altura Total	DAP	Número de indivíduos
	m ²	m	cm	
Canela de porco	2,3 ± 0,6	3,3 ± 0,9	5,0 ± 1,5	3
Castanha	3,5 ± 0,3	4,6 ± 0	6,3 ± 1,3	2
Cedro Rosa	2,9 ± 0	4,7 ± 0	8,9 ± 0	1
Guapuruvu	2,9 ± 0,3	6,2 ± 1,3	11,2 ± 3,0	5
Ingá Macarrão	1,2 ± 0	3,4 ± 0	3,1 ± 0	1
Ingá Ferradura	6,0 ± 1,1	5,2 ± 0,9	10,3 ± 2,3	7
Ipê Amarelo	1,0 ± 0	1,9 ± 0	3,1 ± 0	1
Jussara	2,8 ± 0,1	4,8 ± 0,1	6,8 ± 0,8	2
Paineira	4,2 ± 0	5,8 ± 0	14,9 ± 0	1
Pau Ferro	2,8 ± 0	6,6 ± 0	4,4 ± 0	1
TOTAL	2,9^(A)	4,9^(A)	8,5^(A)	24^(B)

(A) Média geral (B) Somatório de todos os indivíduos

Na área com o tratamento de 25 % de leguminosas, as espécies que mais desenvolveram no parâmetro altura foram: quaresmeira, castanha, ingá ferradura, canela amarela e o ipê tabaco. No parâmetro área de copa as espécies que mais desenvolveram foram: ingá ferradura, paineira, ingá macarrão, quaresmeira e o guapuruvu. Já no parâmetro DAP as espécies que mais desenvolveram foram: paineira, guapuruvu, quaresmeira, ingá macarrão e a castanha (Tabela 11).

Tabela 11. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 25% de leguminosas localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome comum	Área de Copa	Altura Total	DAP	Número de indivíduos
	m ²	m	cm	
Guapuruvu	11,3 ± 2,6	3,4 ± 1,6	16,9 ± 2,3	5
Ingá Macarrão	14,5 ± 4,6	3,9 ± 1,7	11,4 ± 2,2	4
Ingá Ferradura	23,2 ± 10,2	5,7 ± 1,1	12,7 ± 1,9	4
Paineira	18,3 ± 3,0	4,2 ± 1,3	18,3 ± 2,7	7
Canela Amarela	4,7 ± 3,2	5,6 ± 3,5	6,2 ± 3,5	2
Castanha	9,1 ± 0,5	5,8 ± 4,0	11,3 ± 3,2	2
Cedro Rosa	4,7 ± 0,2	4,1 ± 0,3	7,6 ± 2,8	2
Ipê Amarelo	5,9 ± 1,7	3,1 ± 1,1	4,8 ± 1,0	3
Ipê Tabaco	6,7 ± 1,7	4,9 ± 0,8	4,6 ± 0,7	7
Quaresmeira	12,2 ± 0	6,8 ± 0	11,5 ± 0	1
TOTAL	11,0^(A)	4,5^(A)	11,3^(A)	37^(B)

(A) Média geral (B) Somatório de todos os indivíduos

Na área com o tratamento de 0 % de leguminosas foi registrada a menor taxa de sobrevivência, destacando – se apenas a canela comum e a canela amarela com maior índice de desenvolvimento nos atributos altura total, área da projeção de copa e DAP (Tabela 12).

Tabela 12. Valores médios de altura total, área da projeção de copa, diâmetro a altura do peito (DAP) seguidas de erro padrão das diferentes espécies florestais plantadas no sítio 2 área com 0% de leguminosas localizado no entorno da REBIO Tinguá, Nova Iguaçu – RJ.

Nome comum	Área de Copa	Altura Total	DAP	Número de indivíduos
	m ²	m	Cm	
Canela Amarela	11,5 ± 0	4,2 ± 0	8,9 ± 0	1
Canela de Porco	12,4 ± 1,3	5,0 ± 0,6	10,0 ± 0,5	3
Cedro Rosa	2,7 ± 0	2,9 ± 0	4,4 ± 0	1
Ipê Amarelo	4,8 ± 0	3,2 ± 0,7	4,9 ± 0,1	2
Ipê Tabaco	7,7 ± 0	3,7 ± 0	7,0 ± 0	1
TOTAL	39,1^(A)	4^(A)	7,5^(A)	8^(B)

(A) Média geral (B) Somatório de todos os indivíduos

Nas tabelas acima pode ser observado que a maior proporção de leguminosas propiciou uma cobertura mais rápida da área plantada.

Durante a avaliação biométrica no mês de abril de 2012, observou – se uma taxa de sobrevivência das espécies não leguminosas de 83 % na área com o plantio de 75% de leguminosas, de 40 % no plantio com 50% de leguminosas, de 63 % no plantio com 25% de leguminosas e de 16% no plantio sem leguminosas.

A maior taxa de sobrevivência de espécies não leguminosas ocorreu no plantio com maior densidade de espécies leguminosas (75%) corroborando com as afirmativas mencionadas por (Siqueira & Franco, 1988; Franco *et al.*, 1992; Campello, 1999; Resende & Kondo, 2001; Resende *et al.*, 2006) que o plantio de leguminosas arbóreas favorece o estabelecimento de outras espécies florestais, em função do rápido crescimento e criando condições ambientais mais favoráveis para espécies mais exigentes.

Quando comparados o plantio com 50% de espécies leguminosas com o plantio de 25% de espécies leguminosas, nota-se um resultado menor na taxa de sobrevivência das espécies não leguminosas (40%), no plantio com 50% de espécies leguminosas, este fato pode ter ocorrido devido à realização do plantio sob dois indivíduos arbóreos nativos existentes no local, o que pode ter influenciado nos resultados.

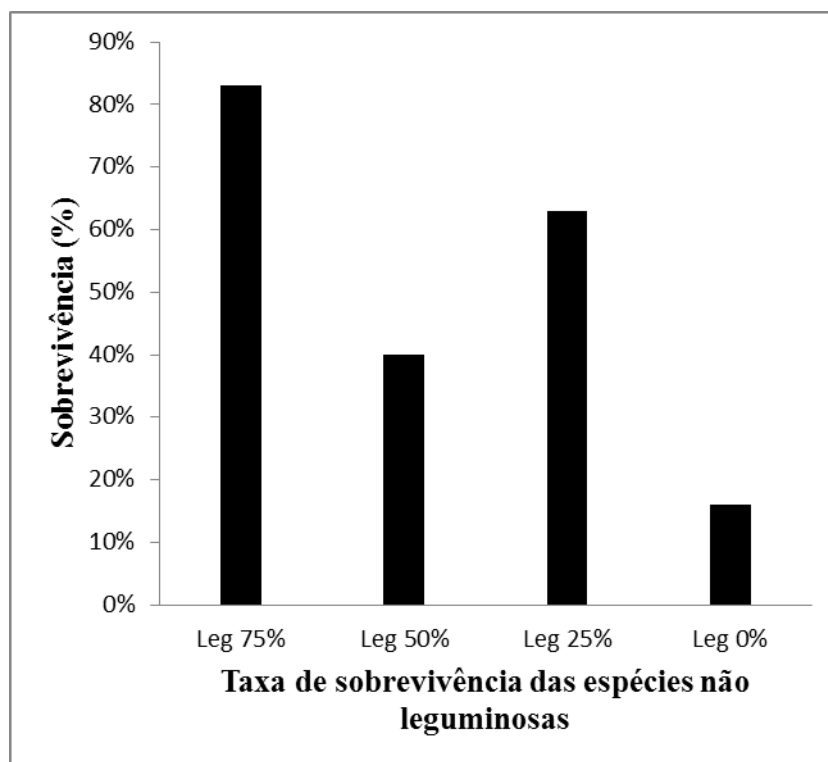


Figura 17. Taxa de sobrevivência em percentual das espécies não leguminosas planta em quatro tratamentos com diferentes percentuais de espécies leguminosas.

Os resultados sobre a influência da proporção de leguminosas em relação ao crescimento das demais espécies, não apresentou padrão claro, não sendo possível evidenciar o efeito das leguminosas sobre o crescimento das outras espécies. No entanto os valores médios de DAP e altura total foram maiores no plantio com 75% de leguminosas, decrescendo simultaneamente de acordo com a redução do percentual de leguminosas nos outros plantios, estes resultados podem estar ligados a melhoria da qualidade do substrato proporcionado pelas leguminosas.

O bom desenvolvimento das espécies Angico vermelho (*Anadenathera colubrina* (Vellozo) Var. Cebil (Griseb.)), Aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi), Babosa branca (*Cardia superba* Cham.), Canafístula (*Peltophorum dubium* Sprengel.), Castanha (*Bombacopsis glabra* (Pasq.) A. Robyns), Cutieira (*Joanesia princeps* Vell.), Guapuruvu (*Schizolobium parahyba* Vell.), Pau Jacaré (*Piptadenia gonoacantha* Mart.), Ingá ferradura (*Inga sessilis* (Vell.) Mart.) nas atividades de recuperação ambiental somam as afirmações de Resende *et al.*, 2010 em um estudo realizado na Baixada Fluminense – RJ, onde os autores destacam o bom estabelecimento e desenvolvimento inicial destas espécies. Com isso é possível afirmar que essas espécies possuem elevado potencial de uso em projetos de reflorestamento ambiental na Baixada Fluminense – RJ.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As espécies Angico vermelho (*Anadenathera colubrina* (Vellozo) Var. Cebil (Griseb.)), Aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi), Babosa branca (*Cardia superba* Cham.), Canafístula (*Peltophorum dubium* Sprengel.), Castanha (*Bombacopsis glabra* (Pasq.) A. Robyns), Cutieira (*Joanesia princeps* Vell.), Guapuruvu (*Schizolobium parahyba* Vell.), Pau Jacaré (*Piptadenia gonoacantha* Mart.), Ingá ferradura (*Inga sessilis* (Vell.) Mart.), Paineira (*Ceiba insignis* (Kunth) P.E. Gibbs&Semir) apresentaram elevada sobrevivência e elevado estabelecimento portanto, devem ser recomendadas nos projetos de RAD em condições semelhantes a deste estudo.

As espécies Araça (*Psidium cattleianum* Sabine), Goiaba (*Psidium guajava* L.), Ipê tabaco (*Tabebuia caryotricha* (Mart. ex DC) Standl.), Ipê roxo (*Tabebuia heptaphylla* (Vellozo) Toledo), Cabeludinha (*Myrciaria glazioviana* Seeds), Canela sassafrás (*Ocotea odorífera* (Vellozo) J.G.RohWer) apresentam baixo desenvolvimento ou elevada mortalidade e devem ser introduzidas em menor proporção em plantios em condições ambientais próximas da região deste trabalho.

O Plantio 1 (adensado) apresentou elevada sobrevivência, propiciou rápida cobertura do solo, contribuindo para o desenvolvimento e o estabelecimento das espécies não pioneiras, as quais são essenciais para a sucessão ecológica. Sugere – se a adoção deste modelo em áreas onde seja fundamental a rápida cobertura do solo.

Espécies não pioneiras apresentaram menor taxa de crescimento em plantios a pleno sol, aumentando o seu desenvolvimento à medida que as espécies pioneiras gradativamente elevaram a intensidade de sombra.

Plantios densos proporcionam menor incremento em DAP e maior desenvolvimento em área total.

No sítio 2 o plantio 75%, no qual consta a maior proporção de leguminosas apresentou a maior sobrevivência e cobertura do solo mais rápida, também foram encontrados os maiores valores de crescimento do DAP. Sugere – se a adoção deste modelo em áreas onde sejam fundamentais a rápida cobertura do solo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERLY, D. D. Functional strategies of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. **Ecological Monographs**, Ithaca, Nova York, v. 74, n. 1, p. 25-44, 2004. Disponível em: <<http://ib.berkeley.edu/labs/ackerly/david/pdfs/2004/Ackerly04EcolMon.pdf>>. Acesso em: 2 jan. 2013.
- ALVAREZ-BUYLLA, E. M.; MARTINEZ-RAMOS, M. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree – an evaluation of the climax-pioneer paradigm for tropical forest. **Journal of Ecology**, Londres, v.80, p. 275-290, 1992.
- ALVES, J. C. S. **Dos barões ao extermínio**: uma história de violência na Baixada Fluminense. Duque de Caxias, RJ: APPH; CLIO, 2003.
- AMADOR, E. S. **Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos**: homem e natureza. Rio de Janeiro: Edição do autor, 1997.
- ASSMANN, E. **The principles of forest yield study**. Oxford: Pergamon Press, 1970.
- BAGLIANO, V. R.; LUIZ, F. Fragmentação florestal retratado como perda da biodiversidade sobre os princípios científicos dos códigos florestais brasileiro. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 3, n. 2, p. 67 – 76, 2013.
- BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Oxford, v. 6, n. ½, p. 21-36, 2003.
- BALLONI, E.A.; SIMÕES, J.W. O espaçamento de plantio e suas implicações silviculturais. **IPEF**, v.1, n.3, 16p., 1980 (Série Técnica).
- BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: acomparative review. **Annual review of ecology and systematics**, Califórnia, v. 11, p. 287-310, 1980.
- BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras**: floresta estacional semidecidual, cerrado e restinga. 2006. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- BELLOTTO, A. et al. Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto Bio Atlântica, p.55-61, 2009.
- BENEDETTI, V. & ZANI FILHO, J. **Metodologia para caracterização de fragmentos florestais em projetos agro-silviculturais**. In: Congresso Florestal Brasileiro. Curitiba-PR. Anais. v.2. p.400-40, 1993.

BERGER, R.; SCHENEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G.; HASELEIN, C. R. Efeito do espaçamento e da adubação no crescimento de um clone de *Eucalyptus saligna* Smith. **Ciência Florestal**, Universidade Federal de Santa Maria, RS, v. 12, n. 2, p. 75-87, 2002.

BERNARDINO, J. de S. **O pau-brasil na história nacional**. Companhia Editora Nacional, 1939.

BONNET, A.; CURCIO, G. R.; RESENDE de, A. S., BAGGIO, A. Vegetação nos compartimentos geopedológicos. In: BONNET, A.; RESENDE, A. S.; CURCIO, G. R. (Org.). **Manual de espécies nativas para o corredor ecológico do Comperj**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia; Colombo: Embrapa Florestas; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. p. 27-152.

BONNET, A.; RESENDE de, A. R.; CURCIO, G. R. Sistemas de plantio e restauração ambiental empregados no Comperj. In: _____. (Org.). **Manual de espécies nativas para o corredor ecológico do Comperj**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia; Colombo: Embrapa Florestas; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. p. 65-98

BROKAW, N. V. L.; BUSING, R. T. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Trends in Ecology and Evolution**, Montana, v. 15, p. 183-188, 2000.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, n.1, p.1-32, 1990.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes, **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, n. 2, p. 40-52, 1965.

CALEGÁRIO, N. Parâmetros florísticos e fitossociológicos de regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamento de *Eucalyptus*, no município de Belo Oriente, MG. 1993. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CAMARGO, M. N.; E. KLAMT; J. H. KAUFFMAN. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Boletim informativo da Sociedade Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 11-13, 1987.

CAMPELLO, E. F. C. A influência de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio na sucessão vegetal em áreas degradadas na Amazônia. 1999. 121 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. **Estratégia de recuperação de áreas degradadas**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2001.

CANSI, M. M. F. A. **Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de Mata Atlântica na APA da bacia do rio São João, RJ**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos, RJ.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botanica Brasílica**, v.20, n.3, p.727-740, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. v. 1.

_____. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2006. v. 2.

_____. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2008. v. 3.

_____. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2010. v. 4.

CARSON, RACHEL. **Primavera silenciosa**. Editora Gaia, (2011), 1964.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v.362, p.273-289, 2007.

CORLETT, R.T. Environmental forestry in Hong Kong: 1871–1997. **Forest Ecology and Management**, Oxford, n. 116, p. 93-105, 1999.

COSTA, N. M. C. DA; COSTA, V. C. DA ; SANTOS, J. P. C. DOS. 2009 Definição e Caracterização de Áreas de Fragilidade Ambiental, com Base em Análise Multicritério, em Zona de Amortecimento de Unidades de Conservação. **Anais**. In: 12º Encontro de Geógrafos de América Latina - EGAL , Montevideo 2009.

CUNHA, R.; SALOMÃO, A. N.; EIRA, M. T. S.; MELLO, C. M. C. de; TANAKA, D. M. Métodos para conservação a longo prazo de sementes de *Tabebuia* spp.: Bignoniaceae. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. 4, p. 675-678, mar. 1992.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.703-713, 2002.

DÁRIO, F. R. **Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico**. Piracicaba. 156p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1999.

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

DE-POLLI, H.; ALMEIDA, D. L.; SANTOS, G. A.; CUNHA, L. H.; FREIRE, L. R.; SOBRINHO, N. M. B. A.; PEREIRA, N. N. C.; EIRA, P. A.; BLOISE, R. M.; SALEK, R. C. **Manual de adubação para o estado do Rio de Janeiro**. Seropédica, RJ: Universidade Rural, n. 2, p. 62, 1988.

DRUMMOND, J. A. A história ambiental: temas, fontes e linhas de pesquisa. **Estudos Históricos – FGV**, Rio de Janeiro, 1991.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa em Solos, 1999.

_____. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa em Solos, 1997.

_____. **Critérios para distinção de classes de solos e de fases de unidades de mapeamento: normas em uso pelo SNLCS**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1988. (Documentos, 11. Série Embrapa-SNLCS).

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, cap. 1, p.3-26, 2003.

ESPINDOLA, M. B. **O papel da chuva de sementes na restauração da restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC**. 2005. 54p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

ESPINDOLA, M. B.; BECHARA F. C.; REIS, M. S. B. A.; Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais, **Biotemas**, v.18, n.1, p. 27 - 38, 2005.

FARIA, S. M.; CHADA, S. S. Interação microrganismos e plantas na recuperação de áreas degradadas. Brasília, DF: Embrapa, 2002. Comunicação Técnica. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/xivbsbp/Mesa03MSMF.pdf>>. Acesso em: 14 jan. 2013.

FARIAS NETO, J. T.; MÜLLER, A. A.; OLIVEIRA, M. S. P. Variabilidade genética entre duas procedências de açaizeiro (*Euterpe oleracea Mart.*). **Boletim de Pesquisa Florestal**, Brasília, DF, n. 46, p. 97-104, 2003.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FERRAZ, A. C. P.; GADELHA, B. Q.; AGUIAR-COELHO, V. M. Influência climática e antrópica na abundância e riqueza de Calliphoridae (Diptera) em fragmento florestal da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Brasil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 39, p. 476-485, 2010.

FERREIRA, E. A. B.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; RAMOS, M. L. G. Dinâmica de carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1.625-1.635, 2007.

FERREIRA, L. V. & LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v.11, n. 3, p. 797-801, 1997.

FERRETI, A. R.; BRITZ, R. M. A restauração da floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2005. p. 87-102.

FONSECA, C. E. L.; BUENO, D. M.; SPERÂNDIO, J. P. Comportamento do Jacarandá da Bahia aos cinco anos de idade em quatro diferentes espaçamentos em Manaus – AM. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 14, n. 2, p. 78-84, 1990.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscape end regions**. Cambridge: Cambridge University Press. 1995. 632p.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R. da; FARIA, S. M. de. **Revegetação de solos degradados**. Seropédica, RJ: Embrapa-CNPBS, 1992. (Comunicado Técnico, 9).

FRANCO, A. A.; RESENDE, A. S. de; CAMPELLO, E. F. C. Importância das leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade de sistemas agroflorestais. In: SEMINÁRIO SISTEMAS AGROFLORESTAIS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2003. Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2003. p. 1-24. 1 CD ROM.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL DO RIO DE JANEIRO (FIDERJ). **Indicadores climatológicos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: FIDERJ, 1978. 156 p

GALINDO-GONZÁLES, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, Nova Jersey, v. 14, n. 6, p. 1.693-1.703, 2000.

GERSON, B. O Ouro, o Café e o Rio. Livraria Brasileira. Editora. Rio de Janeiro, 1970.

GLOVER, N.; BEER, J. Nutrient cycling in two traditional central american agroforestry. **Agroforestry Systems**, Holanda, v. 4, p. 77-87, 1986.

GODOI, L. C. L. **Propriedades microbiológicas de solos em áreas degradadas e recuperadas na região dos cerrados goianos**. 2001. 87 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2001.

GOMES, J. E. **Desenvolvimento inicial de *Tectona grandis* L. f (Teca) em área de cerrado sob diferentes espaçamentos**. 2002. 76 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

GOMES, M. L. **Ouro, posseiros e fazendas de café. A ocupação e a degradação ambiental da região das Minas do Canta Gallo na província do Rio de Janeiro**. 2004. 116 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento, agricultura e sociedade) – Instituto de Ciências Humanas e Sociais da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

GRIME, J. P. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. **Science**, Londres, v. 277, p. 1.260-1.261, 1997.

_____. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, Chicago, v. 982, n. 3, p. 1.169-1.194, 1977.

HAGGAR, J.; WIGHTMAN, K.; FISHER, R. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Oxford, v. 99, p. 55-64, 1997.

HALL, G. M. **Africans in Colonial Louisiana**. Baton Rouge: Louisiana State University Press, 1992.

HIGA, A. R.; HIGA, R. C. V. Indicação de espécies para reflorestamento. In: GALVÃO, A. P. M. (org.). **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais**:

um guia para ações municipais e regionais. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia / Colombo: Embrapa Florestas, p.101-124, 2000.

HENEIN, K.; MERRIAM, G. The elements of connectivity where corridors quality is variable. **Landscape Ecology**, v. 4, n. 2-3, p. 157-170, 1990.

HERINGER H., MONTENEGRO M. M. (Org.). **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2000.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 339-349, 2000.

HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. Ecology off seed dispersal. **Ann Rev. Ecol. Syst.** v. 13, p. 201 – 228, 1982.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico e Econômico de 2010.** Rio de Janeiro:IBGE, 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br/cidades/topwindow.htm>. Acesso em: Jan. 2013.

_____. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 1992. (Séries Manuais Técnicos em Geociências, n. 1).

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Ecossistema brasileiros: Mata Atlântica, 2000.** Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata_atlantica.htm>. Acesso em: 19 dez. 2012.

_____. **Plano de manejo da Reserva Biológica do Tinguá, RJ.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br>>. Acesso em: dez. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS / WORLD WILDLIFE.FOUND. **Estudo de Representatividade Ecológica nos Biomas Brasileiros.** Brasília, DF, 2000. (Relatório).

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **American Naturalist**, Chicago, v. 104: 501-528, 1970.

KAGEYAMA, P. Y. **Variação genética em progênies de uma população de *Eucalyptus grandis Hill ex Maiden*.** 1980. 125p. (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

KAGEYAMA, P. Y.; BRITO, M. A.; BAPTISTON, I. C. Estado do mecanismo de reprodução das espécies da mata natural. In: KAGEYAMA, P. Y (Coord). **Estudo para implantações de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passa-Cinco visando a utilização para abastecimento público.** Piracicaba, SP: DAEE/USP/FEALQ, 1986. p.103-139. (Relatório de pesquisa).

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

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F., **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, FAPESP, p.249-269, 2004.

LADEIRA, B.C.; REIS, G.G.; REIS, M.G.F.; BARROS, N.F. Produção de biomassa de eucalipto sob três espaçamentos em uma seqüência de idade. **Revista Árvore**, v.25, n.1, p.69-78, 2001.

LAW, B.S. & DICKMAN, C.R. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. **Biodiversity and Conservation**, Sydney, v.7, n.3, p.323-333, 1998.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation** v. 57, p. 205-219, 1991.

LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L. & LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, 404 p. 836, 2000.

LAURENCE, W. F., COCHRANE, M. A., BERGEN, S., FEARNSIDE, P. M., DELAMÔNICA, P., BARBER, C., D'ANGELO, S., FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon. **Science Magazine**, 291 (5503):438, 2001.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, p. 434-451, 2009.

LELES, P. S. S.; REIS, G. G.; REIS, N. G. F.; MORAIS, E. J. Relações hídricas e crescimento de árvores de *Eucalyptus camaldulensis* e *Eucalyptus pellita* sob diferentes espaçamentos na região de cerrado. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 22, n. 1, p.41-50, 1998.

LEMOS, R. C., SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 1996.

LEFKOVITCH, L. P.; FAHRIG, L. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. **Ecological Modelling**, v. 30, n. 3-4, p. 297-308, 1985.

LEWIS, G. P.; SCHRIRE, B.; MACKINDER, B.; LOCK, M. **Legumes of the world**. London: Royal Botanic Gardens; Kew, 2005.

LIMA, H. C. (Org.). **Paisagem e flora da Reserva Biológica do Tinguá: subsídios ao monitoramento da vegetação**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2002.

LIMA, J. A de.; SANTANA, D. G de.; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da Mata de galeria na Fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 685-694, 2009.

LIMA, L. F. **Efeito de Borda Sobre a Assembleia de Plantas Herbáceas em um Fragmento de Florestas Atlântica, Alagoas, Brasil**. 93 f. Dissertação Mestrado (Mestrado em Botânica) - – Pró Reitoria de Pós-Graduação Universidade Federal Rural de Pernambuco , Recife, 2012.

LINHARES, M. Y. (org.) **História geral do Brasil**. Rio de Janeiro: Campus, 2000.

LINS, V. S.; MORAES, M. L. T.; SILVA, A. M.; MARTINS, E. G.; MAÊDA, J. M. Variações e ganhos genéticos em progênies de *Grevillea robusta* A. Cunn. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, RJ, v. 8, n. 1, p. 180-186, 2001.

LITTLEFIELD, D. C. **Rice and slaves**. Baton Rouge: Louisiana State University Press, 1982.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 2008. v. 1.

_____. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 2009. v. 2 e 3.

MAIA SANTOS, J. S. **Análise da paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira**. 2003. 174 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Ciências Espaciais, São José dos Campos.

MACEDO, I. C. Greenhouse gas emissions and energy balances in Bio-Ethanol production and utilization in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 14., n. 1, p. 77-81, 1998.

MACEDO, R. L. G.; GOMES, J. E.; VENTURIN, N.; SALGADO, B. G. Desenvolvimento inicial de *Tectona grandis* L.f. (teca) em diferentes espaçamentos no município de Paracatu, MG. **Cerne**, Lavras, MG, v. 11, n. 1, p. 61-69, 2005.

MARCONATO, G. M. **Avaliação de quatro métodos de restauração florestal de áreas úmidas degradadas no município de Mineiros do Tietê (SP)**. 2010. 139 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

MARCONDES, S. A. **Brasil à primeira vista**. São Paulo: Petrópolis, 2005.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil, 2001.

MATTOS, C. C. L. V.; SILVA, M. A. R.; OLIVEIRA, M. N.; COMBAT, I. B. Boletim agrometeorológico, UFRRJ-1996. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 5, n. 1, p. 208 - 215, 1998.

McCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, Nova Jersey, v. 7, n. 2, p.279-287, 1993.

MEIRA-NETO, J. A. et al. Origem, sucessão e estrutura de uma floresta de galeria periodicamente alagada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.4, p.561-574, 2003.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. **Restauração ecológica de ecossistema naturais**. Botucatu: Fepaf, 2003. p. 49-76.

MONBEIG, P. **Pioneiros e fazendeiros de São Paulo**. São Paulo: Editora Hucitec/Polis, 1984.

MORSELLO, C. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. São Paulo: Annablume, 2001.

MOREIRA; F. M.; SIQUEIRA, O. S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras, MG: Editora Ufla, 2006.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. **História natural da serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Universidade de Campinas, p.112-140, 1992.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 403, p. 853-845, fev. 2000. Disponível em: <http://www.cienciaviva.pt/divulgacao/cafe/World_biodiversity_hotspots.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2012.

NASCIMENTO, D.F. Avaliação do crescimento inicial, custos de implantação e manutenção de reflorestamento com espécies nativas em diferentes espaçamentos. 2007. 60p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

NOGUEIRA, J. C. B. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 24, p. 1-71, 1977.

NOSS, R. F. Corridors in real landscape: a reply to Simberloff and Cox. **Conservation Biology**, v. 1, n. 2, p. 159-164, 1987.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1983.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. Lavras-MG, Rev. **Cerne**, v 1, n 1, p. 64 a 72, 1994.

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

PARROTA, J. A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Washington, v. 8, n. 41, p.1-19, 1991.

PEREIRA, W. **Cana, café e laranja: história econômica de Nova Iguaçu**. Rio de Janeiro: FGV/SEEC, 1977.

PILLA, V. D. Tipos funcionais e a percepção de padrões em comunidades e ecossistemas. In: COELHO, A. S.; LOYOLA, R. D.; SOUZA, M. B. G. (Ed.). **Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil**. Belo Horizonte: Ed. O Lutador 2004. p. 73-90.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., Campos do Jordão, SP. **Anais...** São Paulo, 1990. p. 676-684.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; LOPES, L. R.; MARQUES, S. Sistema de plantio adensado para revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de estudo / benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, RJ, v. 4, p. 30-41, 1997.

- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Ed Planta, 2001.
- PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Editora Nobel, 2002.
- QUEIROZ, E. D.; GAMARSKI, E. A. de B. Transformações na agricultura em Nova Iguaçu (RJ). In: Simpósio Internacional de Geografia Agrária, 4., 2009; Simpósio Nacional de Geografia Agrária, 5., 2008, Niterói. Anais... 2009. P. 29-42. Disponível em: <<http://www.uff.br/vsinga/trabalhos/Trabalhos%20Completos/Edileuza%20Dias%20de%20Queiroz.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2012.
- RAMBALDI, D. M.; MAGNANI, A.; ILHA, A.; LARDOSA, E.; FIGUEIREDO, P.; OLIVEIRA, R. F. A reserva da biosfera da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. **Caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, São Paulo, n. 22, fev. 2003. (Série Estados e Regiões da RBMA).
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, São Paulo, v. 1, n.1, p. 28-36, 2003.
- REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e a interação planta-animal. **Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, São Paulo, n. 14, outono 1999. (Série Recuperação).
- RESENDE, A. S. de; MACEDO, M. O.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A.. Recuperação de áreas degradadas através da reengenharia ecológica. In: GARAY, I.; BECKER, B. K. (Eds). **Dimensões humanas da biodiversidade**. Petrópolis, RJ: Vozes, 2006. p. 315-340.
- RESENDE, A. S. de; SILVA, A. de P.; OLIVEIRA, N. M.; CHAER, G. M.; CAMPELLO, E. F. C. Espécies florestais com potencial de uso em programas de reflorestamento na Baixada Fluminense, RJ. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2010.(**Comunicado Técnico, 128**).
- RESENDE, A. S.; KONDO, M. K. Leguminosas e recuperação de áreas degradadas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 46-56, 2001.
- RESENDE, M. D. V.; HIGA, A. R.; HELLER, J. B.; STEIN, P. P. Parâmetros genéticos e interação genótipo x ambiente em teste de procedências e progênies de acácia-negra (*Acacia mearnsii*). **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, PR, n. 24/25, p. 55-65, 1992.
- REZENDE, J. de O. **Consequências da aplicação de vinhaça sobre algumas propriedades físicas de um solo aluvial**. 1979. 112f. Tese. (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997.
- RODRIGUES R. R.; LIMA R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological conservation**, Oxford, v. 142, p.1.242-1.251, 2009.

RODRIGUES, A. O. **De Maxambomba a Nova Iguaçu (1833-90's): economia e território em processo**. 2006. 127 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in North Paraná**. Tese de P.H.D. Harvard University, 1998.

RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, S. As teorias e os processos ecológicos envolvidos nas diversas etapas da restauração florestal (capítulo 5). In: BARBOSA, L.M., SANTOS JUNIOR (orgs). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo, Sociedade Botânica do Brasil, 2007. 680p.

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: Editora da Universidade de São Paulo; Fapesp, 2004. p. 235–248.

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..

RUIZ, H. A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (Silte + Argila). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, p. 297-300, 2005.

SANDHU, J.; SINHA, M.; AMBASHT, R. S. Nitrogen release from decomposing litter of *Leucaena leucocephala* in the dry tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 22, n. 6, p. 859-863, 1990.

SANTOS, C. J. F. Avaliação do projeto-piloto de reflorestamento no Morro São José Operário. In: WORKSHOP SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1.,1990. **Anais...** Seropédica, RJ: UFRRJ, 1991. p.108-117.

SCARANO, F.; DIAS, A. A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. In: COELHO, A. S.; LOYOLA, R. D.. SOUZA, M. B. G. (Edd). **Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil**. Belo Horizonte: Ed. O Lutador, 2004. p.43-60.

SCHUNER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, Washignton, v. 43, p. 1.256-1.261, 1982.

SERRÃO, S. M. **Para além dos domínios da mata: uma discussão sobre o processo de preservação da Reserva da Mata Santa Genebra, Campinas-SP**. 2002. 251 f. Tese (Doutorado em Educação) – Faculdade de Educação, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA JÚNIOR, M. C.; SCARANO, F. R.; CARDEL, F. S. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 147-152, 1995.

SILVA, L. L. **Uso de *Melia azedarach* L. no controle de pragas e doenças e crescimento em quatro espaçamentos de plantio para recomposição florestal.** 2008. 24p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

SIQUEIRA, J. C.; FRANCO, A. A. **Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas.** Brasília, DF: MEC; Esal/Faep/Abeas, 1988.

SIZER, N. & TANNER, E. V. J. Responses of wood plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91 p. 135-142, 1999.

SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, 2012. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=2923>. Acesso em: 20 dez. 2012.

SOUZA, B. J. de. **O pau-brasil na história nacional.** São Paulo: Editora Nacional, 1939.

SUASSUNA, J. **Efeitos da associação do sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.) no comportamento do jacarandá (*Dalbergia nigra* Fr. Allem.) e da peroba-branca (*Tabebuia stenocalyx* Sprague & Stapf.) na Zona da Mata de Pernambuco.** 1982. 179 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of Southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, 2/3, p.119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v.106, n.2, p.165-176, 2002.

TALORA, D. C.; MORELLATO, P. C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.1, p.13-26, 2000.

TERBORGH, J. Seed and fruit dispersal: commentary. In: BAWA, K. S. e HADLEY, M. (Eds.) **Reproductive ecology of tropical forest plants.** Paris: Unesco, 1990. p. 181-190.

TRES, D. R. **Restauração ecológica de uma mata ciliar em uma fazenda produtora de *Pinus taeda* L. no norte do Estado de Santa Catarina.** 2006. 85 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

TURNER, I. M.; COLLET, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield – applications to mixed tropical forests.** Wallingford: CAB International, 1994.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants.** 2. ed. Berlim: Springer-Verlag, 1972.

VASQUES, P. H. R. 2008, A Aplicação do Plano de Manejo, Zona de Amortecimento e Corredores Ecológicos na proteção da Biodiversidade. Relatório do NIMA – Núcleo

Interdisciplinar do Meio Ambiente, Rio de Janeiro. Disponível em <<http://www.nima.puc-rio.br/index.php>> Acesso em: 20 Jan. 2013.

VAZ, S. M. Lista preliminar sobre os mamíferos existentes na Serra do Tinguá. **Boletim da Fundação Brasileira para Conservação da Natureza**, Rio de Janeiro, n. 19, p. 149-154, 1984.

VIDAL, C. Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas**. 2008. 171 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, com opção em Conservação em Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiros, São Paulo.

VIEIRA, N. K. **O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm.** 2004. 77 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

VIO, A. P. A. Zona de amortecimento e corredores ecológicos. In: BENJAMIN, A. H. *Direito ambiental das áreas protegidas – o regime jurídico das Unidades de Conservação*. Rio de Janeiro, **Forense Universitária**, p. 348-360, 2001.

VITALLI, P. L.; ZAKIA, M. J. B.; DURIGAN, G. Considerações sobre a legislação correlata à zona-tampão de unidades de conservação no Brasil. **Revista Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 67-82, 2009.

VITOUSEK, P.M.; WALKER, L.; WHITEAKER, L.; MUELLER-DOMBOIS, D.; MATSON, P. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. **Science**, v.238, p.802–804, 1987.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Claremon Press, 1998.

WIKE, L. D.; MARTIN, D.; HANLIN, H. G.; PADDOCK, L. S. Small mammal population in a restored stream corridor. **Ecological Engineering**, v. 15, n 1, p. 121-129, 2000.

WILSON, J. B. Guilds, functional types and ecological groups. **Oikos**, Rio de Janeiro, v. 199, p. 507-522, 1999.

WOOD, P. **Black majority**. New York: Norton, 1974.

WORSTER, D. **The wealth of nature: environmental history and the ecological imagination**. New York: Oxford University Press, 1993.

WUETHRICH, B. Biodiversity: reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. **Science**, v. 315, p.1070-1072, 2007.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Oxford, v. 92, p. 73-83, 2000.