

Biomassa estocada em plantios de restauração com diferentes espaçamentos, diversidades e porcentagens de pioneiras em Mata Atlântica do sudeste do Brasil

Marina Gusson Carneiro da Costa

Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical (Ecologia)

Mestrado em Biodiversidade Tropical (Ecologia)

Universidade Federal do Espírito Santo

São Mateus, 2013

**CENTRO UNIVERSITÁRIO DO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

**Biomassa estocada em plantios de restauração com
diferentes espaçamentos, diversidades e porcentagens de
pioneiras na Mata Atlântica do sudeste do Brasil**

Marina Gusson Carneiro da Costa

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biodiversidade Tropical – Ecologia.

Orientador: Dr. Samir Gonçalves Rolim

Co-orientadora: Dr^a. Renata Evangelista de Oliveira

São Mateus, 2013

C837b Costa, Marina Gusson Carneiro da, 1986-
Biomassa estocada em plantios de restauração com diferentes espaçamentos, diversidades e porcentagens de pioneiras em Mata Atlântica do sudeste do Brasil / Marina Gusson Carneiro da Costa. – 2013.
69 f. : il.

Orientador: Samir Gonçalves Rolim.
Coorientadora: Renata Evangelista de Oliveira.
Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Universitário
Norte do Espírito Santo.

1. Sequestro de carbono. 2. Floresta - Restauração. 3. Plantio (Cultivo de plantas). 4. Crescimento (Plantas). 5. Biomassa vegetal. I. Rolim, Samir Gonçalves. II. Oliveira, Renata Evangelista de. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Universitário Norte do Espírito Santo. IV. Título.

CDU: 502

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que tornaram este trabalho possível. Embora sempre se trate de mais pessoas do que podemos citar, irei ao menos tentar:

Agradeço primeiramente aos meus pais, Maura Fiorilli Gusson e Newton Carneiro da Costa, por sempre me apoiarem nas minhas decisões e me ajudarem de todas as formas, sejam elas materiais ou todas as outras. Amo vocês;

Agradeço a todo o resto de minha família, pessoas que amo e que me dão apoio cada qual da sua forma: Gui, Mariana, Vó Maria, Vô Pedro, Vô Adélia, Vô Paulo (onde quer que esteja), Jú, Fer, Tia Márcia, Tio Duda, Tio Marcelo, Cláudia, Pedrinho, Paula, Teco, Tio Hamilton, Tia Lilian, Tio Paulo, Paulinho, Gú, Dárcio e Carlinha;

Agradeço então ao contribuinte, por possibilitar meus estudos em instituições de ensino públicas de qualidade como são a UNESP de Rio Claro e o CEUNES / UFES, quando a maioria da população brasileira ainda não pode;

Agradeço imensamente ao meu orientador, Dr Samir Gonçalves Rolim, que criou o projeto de que se trata este trabalho juntamente com o Dr Renato de Jesus em 2004, e me deu a possibilidade de analisá-lo após anos de seu desenvolvimento, tendo participado ativamente de todas as fases de sua elaboração;

Agradeço à minha co-orientadora, Dra Renata Evangelista de Oliveira, por toda a correção, sugestões, pelas conversas, pela experiência na monitoria, e pelo prazer de poder te conhecer;

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES), pela bolsa que recebi durante estes dois anos de mestrado;

Agradeço à Reserva Natural Vale, por ceder dados do experimento de que se trata este estudo;

Agradeço ao Professor Dr Luís Fernando Tavares de Menezes, pelo cordial recebimento em seu Laboratório de Ecologia de Restinga e Mata Atlântica no CEUNES/UFES de São Mateus - ES, pela orientação acadêmica em geral, pelas sugestões e supervisão neste trabalho, pelo *penne al pesto*, pelo café da manhã no Mercado Municipal de São Mateus, pela pegação no pé sem a qual eu teria perdido várias oportunidades importantes, e por outras que agora não lembro;

Agradeço à minha amiga e colega de mestrado Poliana Beatriz Arantes, mas tenho preguiça de falar pelo que, afinal são muitas coisas. Só exemplificando: pela ajuda em campo na Reserva Natural Vale, pela contribuição na introdução, pelas correções no texto, pelas

sugestões no texto, pela orientação acadêmica, por ser engraçada, por segurar a risada quando estou sentindo muita dor, por fazer almoço pra mim quando morávamos em Guriri, por trazer cerveja de surpresa quando o dia estava muito chato, por me avisar sobre prazos e me mandar formulários por e-mail, etc;

Agradeço a toda equipe da Reserva Natural Vale: ao coordenador de projetos Gilberto Terra, por aprovar meu projeto e possibilitar toda a logística para que ele se desenvolvesse, além de dar dicas e sugestões; ao Jonacyr, pela ajuda em campo (ajuda seria eufemismo); ao Geovani, pela identificação botânica; e a todos os outros funcionários que infelizmente não me lembro o nome, como aos simpáticos e prestativos recepcionistas do hotel, aos guardas que procuravam garantir nossa segurança, às camareiras que deixavam nosso quarto arrumadinho e cheirosinho pra quando chegávamos cansadas do campo, às cozinheiras maravilhosas que faziam as horas mais felizes do dia, aos garçons com sua incrível habilidade em arrumar os talheres, e todos os outros que por ventura não mencionei;

Agradeço aos meus amigos de São Mateus, por tornarem 2011 um ano inesquecível – à Fabiana, por todo o suporte logístico, pela companhia na longa estrada do mestrado, Pelas Risadas e Pelos Rocks (PRPR); à Kamila e à Drienne, colegas de mestrado e amigas que espero sinceramente poder ver mais vezes, vocês são muito engraçadas; ao Érik, pelos conselhos centrados que só um quase doutor poderia dar, pelo (também) suporte logístico, pelos almoços, PRPR; ao Igor, pela amizade, pelas conversas, pelas filosofias, PRPR; ao Jhonne, PRPR; aos colegas de Laboratório Tomas, Juliana, Paula e Michel, pela paciência e orientação à uma iniciante na curiosa arte da botânica, e em especial ao Naldim, pela ajuda em campo e pelas conversas; à minha professora de ballet, Monique, uma das pessoas mais *da hora* que conheci em Sama, pelas aulas, pelas conversas, PRPR; aos colegas de ballet, Dani, Raíza, Felipe, Yasmin, Yasmeen e Júlio César, por participarem de algumas das minhas horas mais legais da semana; ao Professor Fred e Professora Marcela, por me receberem como amiga nos churrascos do Lab;

Agradeço aos amigos de Rio Claro que me visitaram quando eu morei em São Mateus: Capotinho e Guandú, malucas que pegaram carona (até de avião) pra visitar eu e a Beraba; Jaspion, maluco que viajou dois dias de moto pra chegar lá; Gigi, que se apertou comigo e com a Beraba na Kit da Fabi; e Mariano, meu namorado, que teve que ir até lá me pedir em namoro;

Agradeço aos amigos importantes da minha vida, por terem existido e me feito quem sou hoje, e agradecerei aqui em ordem cronológica das nossas amizades: Camila Morotti, pela amizade de infância, por me alojar em Sampa e pelo design da minha marca de

culinária; Ana Clara, mesmo longe, sempre penso em você; Dani, por ser meu exemplo; Kid, por ser o churrasqueiro; Bruno Vieira, por ser besta; Ana Cláudia, por aguentar o Bruno; Nanais, por ser sexy; Maira, Lau, Ari, Mi, Fiote, Rapha e Mauê, por serem parte da minha família; Santos e Yuri, pela amizade que, apesar do tempo e da distância, fica pra sempre; Márcia Sayuri, pelas conversas em que só eu falava, e você tinha paciência de escutar; Marrone, por ser podre; Dedê, pelo RPG e cine mob; Terts, por ser legal; Jaspion, por ser maluco; Lucía, por também gostar muito de panetone, Beraba, por toda as profundas conversas úteis e inúteis; Monstro, por ser bravo por fora e uma moça por dentro; Kalinka, por fazer o Monstro tão feliz; Fênix, pela amizade incondicional; Marina, por ser uma pessoa tão boa; Rep Our, por trabalharem; Tia Sú, Carol, Camila, Laura, Michele, Rafa, Stéphanie, Keila, Mari, Josi, Banana, Tio Neno e Rafú, por serem amigos inesquecíveis; Leninha, por ser tão divertida... enfim, muitos outros amigos foram importantes mas, por motivos de idade, posso ter esquecido;

Por último, mas não por ordem de importância, mas também cronológica, já que se refere ao futuro, agradeço ao meu namorado e companheiro, Mariano Araújo Caccia Gouveia, pelo apoio, pelo incentivo, pelo amor, pelos meses que namoramos por MSN, e por essa nova fase da nossa vida, que começou com ano novo e casa nova. Te amo.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	9
1.1. A Conservação da Mata Atlântica	9
1.2. A Restauração Florestal como Instrumento de Conservação da Mata Atlântica	11
1.3. O Sequestro de Carbono no Contexto da Restauração da Mata Atlântica	16
2. OBJETIVO	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1. Área de Estudo	21
3.2. Delineamento Experimental	21
3.3. Análise Estatística	33
4. DESENVOLVIMENTO	35
4.1. Análise de Variância	35
4.2. Análise da Variação Ambiental – Efeito de Blocos	35
4.3. Análise do Efeito da Proporção de Pioneiras	41
4.4. Análise do Efeito do Espaçamento	45
4.5. Análise do Efeito da Diversidade	47
4.6. Análise dos Incrementos Correntes Anuais	50
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
6. REFERÊNCIAS	59

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1-** Localização da área de estudo, sendo especificada, de cima para baixo e da esquerda para a direita, pela identificação: do Estado do Espírito Santo no país; do município de Linhares com ponto verde na área de estudo; da Reserva Natural Vale com ponto vermelho na área de estudo; e do croqui da área experimental ... **22**
- Figura 2-** Acumulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos aplicados, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares /ES. **38**
- Figura 3-** Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos aplicados, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES **36**
- Figura 4-** Acumulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos aplicados, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES. **37**
- Figura 5-** Acumulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos em cada bloco do estudo, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES. **41**
- Figura 6-** Acumulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos com 24% de pioneiras e 5% de pioneiras, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale –Linhares - ES**42**
- Figura 7-** Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator proporção de pioneiras, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES. **43**
- Figura 8-** Acumulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos com espaçamento 3x3 e 3x2 m, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.**46**
- Figura 9-** Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator espaçamento, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES **48**
- Figura 10-** Acumulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos com diversidade baixa, média e alta, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES..... **47**
- Figura 11-** Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator diversidade, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES. **50**
- Figura 12-** Incremento corrente em biomassa dos tratamentos com diversidade baixa, média e alta, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES. **51**
- Figura 13-** Incremento Corrente em densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator diversidade, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES..... **51**
- Figura 14-** Incremento corrente em biomassa dos tratamentos com espaçamento 3x3 m e 3x2 m, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES. **53**
- Figura 15-** Incremento Corrente em Densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator espaçamento, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES..... **55**
- Figura 16-** Incremento corrente em biomassa dos tratamentos com proporção de 24% e 5% de pioneiras, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES. **56**
- Figura 17-** Incremento Corrente em Densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator espaçamento, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES..... **56**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Lista de Espécies utilizadas no experimento	23
Tabela 2- Proporção de indivíduos por grupo sucessional em cada nível a ser testado, dada em porcentagem, considerando dois tipos de classificação.	32
Tabela 3- Descrição dos tratamentos 1 a 12 quanto ao espaçamento, diversidade e proporção de pioneiras utilizadas	32
Tabela 4- Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Blocos	38
Tabela 5- Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Diversidade	39
Tabela 6- Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Proporção de Pioneiras	39
Tabela 7- Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Espaçamento.....	39

RESUMO

O desmatamento é a principal fonte de emissão de gases de efeito estufa, sendo a restauração ambiental, em contrapartida, uma importante forma de mitigar o aquecimento global. Neste estudo objetivou-se avaliar diferentes modelos de restauração ambiental numa área pertencente ao domínio de Floresta de Tabuleiros da Mata Atlântica, de forma a analisar suas performances em produção de biomassa vegetal e, por consequência, de sequestro de carbono. Os modelos testados são resultado da combinação de três fatores: Espaçamento, com os níveis 3X2m e 3X3m; Diversidade, com os níveis baixa (42 espécies), média (64 espécies) e alta (92 espécies); e Proporção de Pioneiras, com os níveis 5% de pioneiras e 24% de pioneiras. A combinação dos fatores e seus níveis resulta em 12 tratamentos, com três repetições cada, dispostas em três blocos casualizados. Aos 40, 54, 66 e 82 meses após o plantio, foi mensurado o diâmetro à altura do peito (DAP) de cada indivíduo com, pelo menos, 5cm de DAP, e a biomassa individual foi obtida segundo a fórmula: $\text{Ln (Biomassa)} = -1,996 + 2,323 * \text{Ln (DAP)}$, em que DAP é dado em centímetros a biomassa é dada em quilogramas. A biomassa da parcela foi dada pela soma da biomassa de todos seus indivíduos. Além disso, foi determinado o Índice Corrente Anual (ICA) da biomassa e da densidade de indivíduos para cada fator. As comparações entre os fatores foram feitas através de análises de variância considerando-se medidas repetidas no tempo pelo software Systat. Considerando-se todas as repetições dos tratamentos, houve ampla variedade de respostas, desde 11,2 Mg/ha até 42,4 Mg/ha, sendo que foi observada uma variação ambiental. As anovas indicaram que os fatores em que se obteve efeito isolado foram espaçamento e diversidade, sendo que o fator espaçamento apresentou maiores valores de biomassa no nível 3X2 m durante todo o período estudado. O teste de Tukey para o fator diversidade apresentou diferença entre o nível alta para os outros dois, que apresentaram produção de biomassa mais elevada à dele, de forma mais acentuada nos primeiros 54 meses após o plantio. As interações espaçamento e diversidade e, em menor grau, espaçamento, diversidade e composição de pioneiras, também apresentaram-se significativas. Esses dados parecem indicar que o fator espaçamento é o que mais definiu as diferenças em produção de biomassa, seguido da diversidade, e, em menor grau, a composição de pioneiras. Embora somente estudos de maior duração na área poderão confirmar as tendências apontadas, conclui-se que o fator mais importante ao se considerar projetos para produção de biomassa seja o espaçamento, pelo menos na fase inicial do plantio.

PALAVRAS-CHAVE: Sequestro de carbono, Restauração Florestal, Floresta de Tabuleiros.

ABSTRACT

Deforestation is the main source of emission of greenhouse gases, and environmental restoration, in contrast, is an important way we have nowadays to mitigate global warming. This study aimed to evaluate different models of environmental restoration in an area belonging to the domain of Tableland Atlantic Forest, in order to analyze their performances in plant biomass production and, by consequence, carbon sequestration. The models are the result of the combination of three factors: Spacing, with 3x2 m and 3x3 m levels; Diversity, with low (42 species), medium (64 species) and high (92 species) levels; and Proportion of Pioneers, with levels of 5% and 24% of pioneers. The combination of factors and their levels resulted in 12 treatments with three replicates each, arranged in three randomized blocks. At 40, 54, 66 and 82 months after planting, it was measured the diameter at breast height (DBH) of each individual with at least 5 cm of DBH, and individual biomass was obtained using the formula: $\text{Ln (Biomass)} = -1,996 + 2,323 * \text{Ln (DBH)}$, where DBH is given in centimeters and biomass is given in kilograms. The biomass of the plot was given by the sum of the biomass of all its individuals. Furthermore, we determined the Current Annual Index (ACI) of biomass and density of each factor. Comparisons were made between factors through analysis of variance considering repeated measures by Systat software. Considering all the replicates of the treatments, there was a wide answers variation, since 11,2 Mg/ha until 42,4 Mg/ha, so it was observed an environmental variation. The ANOVAs indicated that the factors with isolated effect were spacing and diversity, and spacings factor showed bigger values of biomass at 3X2m spacing throughout all the period of study. The Tukey test showed that diversity factor differed between the high levels to the other two, which showed higher production compared to that, more steeply in the first 54 months after planting. The interactions of spacing and diversity and, to a lesser extent, spacing, composition and diversity of pioneers, were also significant. These data appear to indicate that the factor that most defines differences in biomass production is the spacing, followed by diversity, and, in a small level, by the Proportion of Pioneer. Although only studies of longer duration in the area could confirm the trends shown, it is concluded that the most important factor when considering restoration projects for biomass production is the spacing, at least during initial phase of planting.

KEY WORDS: Carbon sequestration, forest restoration, Tableland Forest.

1. INTRODUÇÃO

1.1. A Conservação da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um bioma brasileiro que, originalmente, abrangia 1.315.460 de km² (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011), estendo-se por 17 Estados, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; TONHASCA JR, 2005) .

Apesar de abrigar pelo menos 20 mil espécies de plantas, 350 de mamíferos, 270 de répteis, 197 de anfíbios, 372 de peixes, 992 de aves (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011), e tantas outras que sequer estão catalogadas, e de ser considerado um dos biomas mais megadiversos do mundo, com altos graus de endemismo, é também um dos ecossistemas que já sofreu maior alteração do país (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; TONHASCA JR, 2005), restando hoje menos de 12% de sua área natural de ocupação, e possuindo 372 de suas espécies ameaçadas de extinção (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011). Esses fatos tornam a Mata Atlântica um dos hotspots mais reconhecidos do globo (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; TONHASCA JR, 2005).

Hoje, cerca de 60% da população brasileira reside em área de Mata Atlântica, e aproximadamente um terço dos remanescentes da Mata Atlântica encontra-se representado por fragmentos menores do que 100 hectares (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011). Nestes fragmentos, os efeitos de borda atingem quase toda sua área, devido ao centro estar muito próximo das bordas, e por isso são considerados extremamente frágeis (FORMAN & GODRON, 1981).

No estado do Espírito Santo, a Mata Atlântica, que antes ocupava 90% do território, está reduzida a cerca de 9% do território atualmente. A fragmentação e destruição de habitats é causa principal do alto número de espécies ameaçadas de extinção no Estado, sendo que, considerando-se os Estados que elaboraram suas listas de espécies ameaçadas de extinção, o Espírito Santo encontra-se em quarto lugar em número absoluto de espécies ameaçadas. Quando consideramos o número de espécies ameaçadas por área, o Estado sobe para segundo lugar neste ranking (PASSAMANI & MENDES, 2007). Em perda de área original de Mata Atlântica, o Estado ocupa a 5ª posição no ranking, sendo que esta posição está sujeita a estar subestimada, uma vez que o Estado foi apenas parcialmente avaliado (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA & INPE, 2011).

A divisão mais conhecida da Mata Atlântica em fitofisionomias, separa-a em formações vegetais que respondem principalmente ao clima, sendo as principais delas as florestas ombrófilas densa, aberta e mista, e as floresta estacional semidecidual e decidual (VELOSO et al., 1991; SOS MATA ATLANTICA, 2011; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; TONHASCA JR, 2005; ALMEIDA, 2000).

Quanto ao relevo, a Mata Atlântica pode se apresentar com alterações características devido às particularidades que este proporciona nas características edáficas e climáticas, configurando-a em floresta de planície, floresta de encosta, floresta de altitude, floresta de tabuleiro e serras úmidas (GUEDES et al., 2005).

Os tabuleiros terciários ocorrem ao longo de quase toda a costa brasileira, sobre sedimentos do Grupo Barreiras, sendo que os solos destes tabuleiros são, em sua maioria, Latossolos e Argissolos Amarelos (OLIVEIRA, 2007; NUNES et al., 2011; AMADOR, 1982). A Floresta de Tabuleiros recobria todas as mesetas destes planaltos tabulares terciários que ocorrem do norte do Rio de Janeiro ao sul da Bahia, embora hoje a Reserva Natural Vale e a Reserva Biológica de Sooretama, ao norte do Espírito Santo, abriguem juntas a maior área remanescente da Floresta de Tabuleiros, com cerca de 50.000 hectares (GARAY et al., 2004). Esta fisionomia encontra-se ainda subdividida na região, por se apresentar com variações determinadas, principalmente, pelo tipo do solo, sendo elas a Floresta Alta, que é a variação mais representativa e típica, com dossel de aproximadamente 40 metros de altura, e seus ecossistemas associados, como Mussununga, que se apresenta em solos mais arenosos e com dossel mais baixo a aberto; Campos Nativos, os quais possuem um solo arenoso e raso, no qual desenvolvem-se predominantemente gramíneas; e Áreas Alagáveis, pois possuem o impedimento do solo extremamente superficial. (PEIXOTO et al., 2008 ; GARAY et al., 2004; SANTOS et al., 2004).

Esta área possui características únicas, com uma composição florística e faunística que a aproximam mais da Floresta Amazônica do que do resto da Floresta Atlântica em geral, indicando que houve ali uma conexão destes biomas. Além disso, a Floresta de Tabuleiros é considerada a formação vegetal com maior diversidade da Mata Atlântica (GUEDES et al., 2005; PEIXOTO ET al., 1995; PEIXOTO et al., 2008; GARAY et al., 2004; VINCENS et al., 2004; ROLIM et al., 2006; SIMONELLI, 2007).

A importância de conservação da Mata Atlântica é internacionalmente reconhecida, entretanto, sua ampla distribuição geográfica torna este ato mais complexo, tanto por questões

de descentralização de gestão, uma vez que os remanescentes encontram-se sob supervisões de governos municipais, estaduais e nacional e áreas particulares, quanto por questões relativas à variação fisionômica do bioma ao longo do espaço, tornando-o heterogêneo e com especificidades regionais que requerem diferentes ações de conservação e estratégias de restauração específicas à região. Com intuito de superar estas dificuldades, foi criada, em 2009, uma iniciativa coletiva chamada Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, com objetivo de integrar as ações de restauração no bioma e a missão de restaurar 15 milhões de hectares da Mata Atlântica até o ano de 2015 (RODRIGUES et al., 2011).

1.2. A Restauração Florestal como Instrumento para a Conservação da Mata Atlântica

A conservação de ecossistemas em sua forma anterior às alterações causadas pela expansão das sociedades humanas, e intensificadas pelo modelo econômico e produtivo adotado no século XVII com o advento da Revolução Industrial, assim como a restauração de áreas mais atingidas pelo processo de degradação causado por essas alterações, buscam promover condições para manutenção dos serviços ecológicos dos ecossistemas e reverter vários processos feitos pelo homem e que são prejudiciais a ele próprio (TROPPEMAIR, 2008).

A intensificação do produtivismo e do consumismo exacerbado levou à supressão e degradação de sistemas ecológicos, além de causar prejuízos aos ambientes antropizados. Com isso, em meados do século passado começaram as primeiras conferências e medidas políticas acerca dos problemas ambientais, sobretudo nos países centrais (GONÇALVES, 1990). Com o advento da Rio-92 (Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento) na década de 1990, valores e conceitos como, cidadania planetária e responsabilidade global e desenvolvimento sustentável, começaram a ser consolidados no ideário político, social e econômico da humanidade.

Segundo a definição da Convenção da Diversidade Biológica (MMA, 2006), biodiversidade é um termo amplo que indica a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo todos os ecossistemas e complexos ecológicos, englobando também a diversidade dentro das espécies e de ecossistemas. Portanto, a diversidade biológica abarca um conjunto de seres e funções imprescindíveis a manutenção da vida no planeta. Para além da importância imensurável da biodiversidade, através do reconhecimento das funções que já

sabemos que as espécies catalogadas realizam, existe uma enorme lacuna acerca do conhecimento sobre a biodiversidade e sua real importância para o homem (RAVEN, 1997).

A conservação da biodiversidade, uma vez que a maior parte dos ecossistemas já foi alterada e pouco resta de áreas naturais consideradas como primárias, depende não somente da preservação do que resta destas áreas, mas também da restauração de áreas degradadas, de forma que estas voltem a oferecer os mesmos serviços ambientais que ofereciam antes da degradação, e também que produzam as mesmas funções ecológicas necessárias para se perpetuarem no tempo, tais como habitat para diversas espécies, a dispersão de sementes, a polinização, a manutenção de um pool genético de diversas espécies, entre outros (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; KAGEYAMA et al., 2003

A maior causa da perda de biodiversidade, como um todo, é a destruição de habitats e não das espécies particularmente (RAVEN, 1997). Os fragmentos de remanescentes florestais são formados pela alteração do meio circundante, em geral, causada pelo homem. Essa fragmentação, além de causar perda de área e, conseqüentemente, de biodiversidade, também implica numa maior proximidade do centro dos fragmentos formados até suas bordas, onde as condições microclimáticas são diferentes devido às diferenças ambientais da matriz circundante, causando efeitos de borda (FORMAN & GODRON, 1981).

A restauração de áreas degradadas busca criar uma maior conectividade entre os fragmentos remanescentes de vegetação, de forma a possibilitar fluxo gênico de animais e sementes entre estas áreas, além de diminuir os efeitos de borda. Essa conectividade é obtida pela proximidade, tamanho e qualidade dos fragmentos, e pela permeabilidade ou porosidade da matriz (DUDLEY et al., 2005; KAGEYAMA et al., 2003). Em paisagens com baixa conectividade, esta deve ser restabelecida através da restauração de áreas degradadas, de forma a aumentar a quantidade e o tamanho dos fragmentos, e do aumento da permeabilidade da matriz através, por exemplo, do aumento dos “trampolins ecológicos” (VIANA & PINHEIRO, 1998; REIS & TRES, 2007).

A Lei 12.651 de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, estabelece a obrigatoriedade de conservação das vegetações ciliares, denominadas áreas de preservação permanente (APP), assim como a manutenção de uma reserva legal (RL) para toda propriedade rural. Nos casos em que a APP ou a RL estiverem numa situação degradada, o proprietário é obrigado a restaurar a área em questão. Os proprietários que não estiverem de acordo com a lei, podem perder benefícios, ser multados, ou, segundo uma interpretação mais

apurada da função social da propriedade, até mesmo perder a posse da terra (CASTRO, 2007). Desta forma, a restauração de áreas degradadas é, na maioria dos casos, necessária para a adequação ambiental e legal das propriedades rurais (RODRIGUES et al., 2007).

As tentativas de converter uma área degradada para uma condição não degradada podem ter diferentes denominações: reabilitação de área degradada, reflorestamento, recuperação de área degradada, ou restauração de área degradada. Esses termos são utilizados de acordo com o enfoque.

Reabilitação é um termo abrangente que engloba qualquer ação para transformar a área degradada numa situação não degradada, que pode ser, inclusive, para fins urbanos (ENGEL & PARROTA, 2008; RODRIGUES & GANDOLFI, 2004).

Recuperação é o termo mais utilizado no Brasil, e, em sentido generalista, engloba todos os outros termos, não exigindo, no entanto, a recuperação total de todas as funções ecossistêmicas, e sim objetivos pré-determinados (ENGEL & PARROTA, 2008). Não obstante, tal termo é definido pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), segundo a Lei 9985/2000 como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

O Reflorestamento, como o próprio nome diz, busca converter a paisagem degradada a um aspecto florestal, mas sem considerar, necessariamente, a utilização exclusiva de espécies nativas, a biodiversidade, e o resgate de funções do ecossistema, ou seja, um plantio de eucaliptos para corte pode ser considerado um reflorestamento (ENGEL & PARROTA, 2003; BRASIL, 2000).

A Restauração Ambiental busca levar ambientes degradados de volta ao estado que se encontravam antes da degradação. Sabe-se que isso é praticamente impossível *strictu sensu*, por isso prevalecem principalmente os esforços em restaurar a biodiversidade e as funções do ecossistema (ENGEL & PARROTA, 2008; COMÍN, 2010; PALMER et al., 2006). O termo restauração, assim como da ideia embutida neste, é também definido pelo SNUC (Lei 9985/2000), como: “a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original”. Jackson & Hobbs (2009) enfatizam, ainda, que a proposta da restauração deva ser a de buscar restaurar áreas degradadas quando possível, mas que também deva ser a de buscar criar novos ecossistemas que possam oferecer os mesmos bens e serviços ambientais, uma vez que atualmente a dificuldade de se restaurar

ecossistemas não está apenas em seu caráter evolutivo naturalmente imprevisível, mas também no que lhe foi somado devido à fase de rápida mudança climática que estamos atravessando e que os está conduzindo a um rumo incerto (HARRIS et al., 2006).

O reconhecimento da Restauração Ecológica de ambientes degradados como área do conhecimento científico é recente (PALMER et al., 2006), embora a recuperação ambiental seja uma atividade antiga relatada para diferentes povos, épocas e regiões (RODRIGUES & GANDOLFI, 2004).

Os primeiros projetos de restauração florestal no Brasil baseavam-se na disposição casualizada de espécies em campo, de forma a buscar recuperar o aspecto florestal do ambiente. Posteriormente o conceito de sucessão ecológica foi introduzido, o que levou a buscar espécies dos diferentes grupos ecológicos. Ainda assim, vários projetos fracassavam, pois não haviam devolvido a capacidade de resiliência do ambiente (RODRIGUES et al., 2004).

Foi então que começou-se a aplicar, para os projetos implantados, os conhecidos “paradigmas clássicos em ecologia”, como o “Paradigma do Equilíbrio”, segundo o qual os projetos de restauração eram definidos tirando por base as características de uma comunidade clímax única possível, entendida para a paisagem regional de inserção do projeto. (PICKETT & OSTFELD, 1992). Entretanto, alguns projetos revelaram seguir uma trajetória diferente da esperada, devido a eventos estocásticos, atingindo um tipo de clímax diferente do observado no entorno (RODRIGUES et al., 2009).

O referencial teórico da ecologia da restauração mais aceito atualmente tem por base o Paradigma Contemporâneo da Ecologia, também conhecido como Paradigma do não equilíbrio (PARKER & PICKETT, 1999), segundo o qual, se aceita que as mudanças sucessionais da vegetação possam ocorrer seguindo múltiplas trajetórias não existindo uma convergência nas mudanças do sistema para chegar a um “único ponto clímax ideal”, sendo o clímax considerado em constante fluxo (ZEDLER & CALLAWAY, 1999).

Para Attanasio et al. (2006), tal mudança de referencial teórico é importante para ampliação do *status* da restauração visando o desencadeamento ou a aceleração do processo de sucessão ecológica, que é o processo através do qual uma comunidade evolui no tempo, tendendo a se tornar progressivamente mais complexa, diversificada e estável (ATTANASIO, 2004; BUDOWSKI, 1965). Assim, a incorporação de conceitos em sucessão ecológica e em ecologia da paisagem nos trabalhos sobre restauração tem trazido significativas mudanças

metodológicas para estas atividades (TRES, 2006).

As formas de se restaurar uma área degradada vão desde o simples isolamento da área, para que ela possa se regenerar, passando por estágios intermediários em que se faz uma condução da regeneração, utilizando métodos para auxiliar este processo, como o combate a pragas e competidores, e técnicas para aumentar a quantidade de regenerantes, as quais podem vir desde aquelas que atraem dispersores, até aquelas que transpõem material com propágulos de áreas próximas, até chegar a forma de restauração em que a metodologia utilizada é mais interventiva e radical, como um plantio em área total. Muitas vezes as áreas degradadas encontram-se com a resiliência seriamente comprometida, ou a predominância de competidores impede que ela se expresse, exigindo atitudes com efeitos mais rápidos e efetivos, como o plantio ativo de mudas (ATTANASIO et al., 2006; RODRIGUES et al., 2009; KOBIYAMA et al., 2001).

Os plantios, considerando-se a Restauração Ecológica, devem ser feito de forma a considerar os processos sucessionais, envolvendo, desta forma, um planejamento cuidadoso para se escolher as espécies, a origem das mudas, qual será a disposição delas em campo, o espaçamento a ser utilizado, etc. Esses cuidados buscam uma aproximação da área restaurada com uma área que se formou naturalmente, o que aumentaria a chance de sucesso na tentativa de restaurar os processos ecológicos inerentes à área (ATTANASIO et al., 2006; RODRIGUES et al., 2009; KOBIYAMA et al., 2001).

A Resolução CONAMA nº 429 de 2011 dispõe sobre as metodologias e práticas de modelos de restauração ambiental de APP's, estipulando metas e exigências mínimas para que estas sejam cumpridas e o projeto tenha sucesso. A quantidade de espécies a ser utilizada, deve ser decidida através de uma avaliação da vegetação do entorno.

No caso do estado de São Paulo, a Resolução estadual SMA de 2008 exige, para projetos de Restauração Florestal no Estado, que um mínimo de 80 espécies sejam utilizadas, além de regulamentar proporções mínimas e máximas por grupos ecológicos das mudas a serem utilizadas. A utilização de uma maior diversidade de espécies procura refletir uma maior diversidade de funções ecológicas, o que permitiria uma maior adaptabilidade daquela comunidade a situações adversas, e resultaria, conseqüentemente, numa maior chance de sucesso do projeto (BRANCALION et al., 2010). Por outro lado, estas exigências muitas vezes acabam por dificultar a implantação de projetos, sem que ainda haja comprovações efetivas da maior eficácia de projetos com alta diversidade e, ainda por cima, colocando em

risco populações de espécies raras (DURIGAN et al., 2010). Desta forma, muitos estudiosos da área têm indicado que a escolha quanto ao número de espécies a ser utilizado inicialmente considere também outros fatores, como a disponibilidade de mudas em viveiros locais e a possibilidade de trazer mais propágulos para a área através de outras técnicas (MARTINS, 2012).

Além destes fatores ecológico-ambientais, Oliveira (2011) ressalta a importância de se incluir a questão social, econômica e cultural em projetos de restauração para que estes tenham sucesso. Segundo uma extensa revisão da autora, apesar dos indicadores sociais serem considerados por muitos especialistas em restauração entre os mais importantes do sucesso de um projeto de restauração, eles raramente são considerados na implantação dos projetos.

Uma das maiores dificuldades de aplicação dos projetos de restauração florestal refere-se ao seu alto custo financeiro inicial ao produtor rural, uma vez que ele deverá abandonar uma área que utilizava para produção, e, além disso, investir financeiramente em sua restauração, pois na maioria dos casos a regeneração natural não ocorre devido à baixa resiliência da área degradada, mesmo embora este custo seja recompensado a médio e longo prazo pela conservação de serviços ambientais (TOLEDO & MATOS, 2008). Atrelada a essa dificuldade, existe ainda uma discussão polêmica acerca do dever de pagar pela conservação do meio ambiente ser exclusivamente do proprietário rural, ou conceito do *poluidor-pagador*, uma vez que políticas de incentivos ao desmatamento foram feitas até algumas décadas atrás, e agora a restauração será em benefício de todos (MORAES, 2012).

1.3. O Sequestro de Carbono no Contexto da Restauração Florestal da Mata Atlântica

O desmatamento é responsável por cerca de 24% das emissões mundiais de dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2007). Destacam-se como principais medidas mitigadoras do aquecimento global a busca por fontes alternativas de energia que não emitam gás carbônico, assim como a conservação e restauração de florestas, devido ao seu papel fixador de carbono e à proteção que exercem sobre o carbono armazenado no solo (CARVALHO et al., 2010). Segundo estudo de Boddey et al. (2006 *apud* CARVALHO et al., 2010) somente os solos do bioma Mata Atlântica têm potencial de sequestrar de 363 a 790 Tg de carbono (C) nos próximos 20 anos, dependendo das políticas adotadas.

Apesar de seu papel inquestionável na mitigação das causas do aquecimento global, cabe aqui ressaltar que as florestas são ecossistemas responsáveis por diversas funções além do sequestro de carbono. Elas também melhoram o clima local, reciclam as fontes de água, controlam a erosão do solo, controlam o ciclo de diversos nutrientes, oferecem recursos financeiros para o homem (MORAN, 2010), além de abrigar dois terços da biodiversidade terrestre do planeta (RAVEN, 1997).

Atualmente, busca-se colocar todas as funções realizadas pela biodiversidade sob uma ótica financeira, com vistas a atender uma demanda de informação requerida para planejamentos de políticas públicas que garantam a sustentabilidade socioambiental, ecológica e financeira das nações (MOTA, 2006).

Políticas de incentivo à conservação e restauração ambiental tem utilizado o sistema de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), no qual o proprietário de uma área que promova serviços ambientais recebe um pagamento por estes serviços, baseando-se no princípio do *provedor-recebedor* (MORAES, 2012).

Em âmbito mundial, o programa de PSA mais conhecido e aplicado são os mercados de crédito de carbono e, embora no Brasil este enfoque seja mais recente, vai de acordo com as políticas nacionais referentes à mudanças climáticas, como o Plano Nacional sobre Mudança do Clima, de 2008, e a Política Nacional Sobre Mudança do Clima, de 2009, que reitera o compromisso firmado na COP 15 em Copenhague de reduzir o desmatamento até o ano de 2020 (MAY et al., 2011; BENSUSEN, 2006; JONG., 2005).

Apesar do potencial florestal de florestas jovens sequestrarem carbono atmosférico terem dado origem ao mercado de créditos de carbono, convêm salientar que este deve ser utilizado com cautela, pois a ação primordial para a redução de gases de efeito estufa na atmosfera é a redução de sua emissão, conforme estabelece o Protocolo de Quioto.

A produção de biomassa florestal é uma medida estrutural bastante utilizada na silvicultura para avaliar o desenvolvimento de um plantio. As plantas sequestram o carbono atmosférico através da fotossíntese acumulando-o principalmente em seus tecidos lenhosos. O substrato florestal também acumula grande quantidade de carbono, que demora a ser reincorporado na atmosfera. Desta forma, as florestas são responsáveis por reter dois terços do carbono terrestre, e o sequestro de carbono é diretamente proporcional à produção de biomassa na floresta (YU, 2004).

A biomassa viva acima do solo está contida principalmente nas árvores, portanto a

biomassa acima do solo depende principalmente de suas alturas, diâmetros de tronco, estruturas e densidades de madeira (VIEIRA et al., 2008). Segundo Durigan (2009), a biomassa está diretamente relacionada à área basal que é, por sua vez, o melhor atributo para comparar estruturas de comunidades florestais, e ainda possui a vantagem de ser um descritor pouco influenciado pela diferença do critério de inclusão mínimo dado em DAP, o que permite comparar estudos com diferentes critérios de inclusão.

Para se estimar a biomassa acima do solo, pode ser utilizada a amostragem destrutiva de árvores ou modelos matemáticos baseados em suas medidas físicas, os modelos alométricos. Vários modelos alométricos foram criados para esta finalidade, cada qual desenvolvido para um tipo de vegetação e clima, sendo que muitos modelos testados apresentam-se eficientes (BROWN, 1997; MIRANDA et al., 2011). Os modelos com melhor desempenho baseiam-se em medidas de diâmetro de caule e altura, e resultados satisfatórios foram obtidos por modelos que utilizam somente o diâmetro de caule (BROWN, 1997; SILVA, 2007).

A produção de biomassa em plantios silviculturais ou de restauração é influenciada por diversos fatores. Um deles é o espaçamento utilizado. Cada espécie parece responder melhor a um espaçamento, devido a processos como competição e facilitação (REIS & KAGEYAMA, 2003). O espaçamento mais comumente utilizado em projetos de restauração é 3X2 m, considerado como o espaçamento máximo para promover um recobrimento efetivo da área, de forma a controlar espécies invasoras agressivas, como gramíneas africanas (RODRIGUES et al., 2009).

Algumas espécies arbóreas são caracterizadas por apresentarem rápido crescimento e, portanto, maior produção de biomassa. Essas espécies estão enquadradas, em sua maioria, no grupo das espécies pioneiras, definidas como aquelas capazes de se desenvolver bem em ambientes abertos, modificando o microclima local de forma a facilitar o estabelecimento de espécies dos próximos grupos sucessionais. Entre os motivos que parecem explicar o rápido desenvolvimento desses indivíduos destaca-se uma maior taxa de fotossíntese. (RAVEN, 2007; SERVIN, 2007). Dessa maneira, é esperado que em plantios em que ocorra uma proporção maior de indivíduos de espécies pioneiras, haja uma maior produção de biomassa.

Plantios com maior diversidade acabam por englobar também espécies que não são as de melhor desenvolvimento, pois estas últimas normalmente são de obtenção mais fácil e são mais desejadas para garantir o sucesso do plantio, o que as torna presentes mesmo em plantios menos diversos (RODRIGUES et al., 2011). A influência da diversidade de espécies na

produção de biomassa em plantios de restauração já foi testada secundariamente em alguns estudos, porém, poucas vezes como fator isolado, e sim condicionada a outros fatores como idade das florestas, técnicas silviculturais e proporção de pioneiras (MELO & DURIGAN, 2006; NUNES, 2011; SILVA, 2007).

OBJETIVOS

Como objetivo geral deste estudo se propõe avaliar alguns efeitos dos fatores espaçamento, diversidade e proporção de pioneiras na produção de biomassa acima do solo por plantios de restauração florestal.

Como objetivos específicos, se propõe testar as seguintes hipóteses:

- (1) Plantios com espaçamentos maiores deverão produzir menos biomassa do que plantios mais adensados;
- (2) Plantios com maior quantidade de indivíduos de espécies pioneiras deverão produzir maior biomassa do que plantios com menor quantidade destas;
- (3) Plantios com maior diversidade deverão apresentar menor produção de biomassa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O experimento foi instalado numa área da Reserva Natural Vale (RNV) localizada 30 km ao norte da cidade de Linhares, norte do Estado do Espírito Santo (19° 06' a 19° 8' S e 39° 45' a 40° 19' O). De acordo com Engel (2000), a floresta da RNV pode ser classificada como Floresta Estacional Perenifólia, que é intermediária entre a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecídua (VELOSO et al., 1991). Esta classificação foi recentemente oficializada no novo mapa do IBGE (2012). Localmente é conhecida como floresta de tabuleiro, assentando-se sobre depósitos do Grupo Barreiras (AMADOR, 1982).

O clima da região é do tipo Awi de Köppen, tropical quente e úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno com precipitação pluviométrica média anual de 1.202 mm, temperatura média de 23,3° C, com média mínima de 14,8° C e máxima de 34,2° C e umidade relativa mensal de 80,6 a 86,6%. O solo da área é podzólico álico abrupto, com horizonte A moderado, normalmente até 20 cm e textura arenosa a média, e um B textural, com cerca de 1,2 a 2,0 m de profundidade e textura média a argilosa (JESUS & ROLIM, 2005).

2.2. Delineamento Experimental

O experimento foi instalado numa área de 12,0 ha da RNV (**figura 1**). Os dois usos anteriores da área eram *Eucalyptus* sp, durante 14 anos e posteriormente a área foi abandonada sendo ocupada com *Brachiaria* sp. Já haviam algumas arvoretas regenerantes na área quando da implantação do plantio, as quais foram mantidas, mas nesta análise estes indivíduos não foram considerados. O experimento foi implantado em dezembro de 2004, como um fatorial em três blocos ao acaso, com os seguintes fatores: espaçamento, diversidade e proporção de pioneiras.

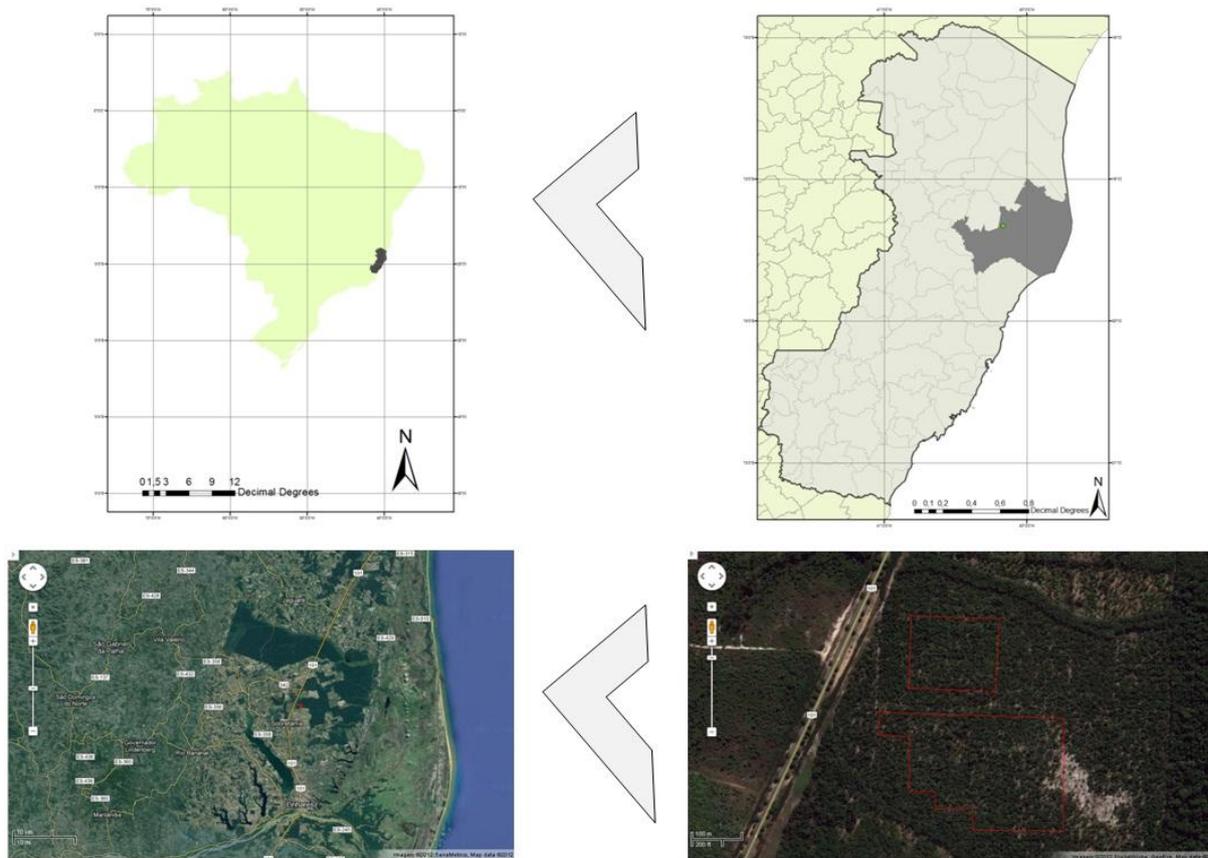


Figura 1: Localização da área de estudo, sendo especificada, de cima para baixo e da esquerda para a direita, pela identificação: do Estado do Espírito Santo no país; do município de Linhares com ponto verde na área de estudo; da Reserva Natural Vale com ponto vermelho na área de estudo; e do croqui da área experimental.

- **Fator 1 – Espaçamento:** para testar este efeito, dois espaçamentos foram utilizados, 3x3 m (1111 mudas/ha) e 3x2 m (1667 mudas/ha).
- **Fator 2 – Diversidade:** a medida de diversidade utilizada neste estudo é a riqueza de espécies, sendo que três níveis de diversidade foram utilizados para testar o efeito na estocagem de biomassa. Devido à mortalidade de mudas que ocorreu no período entre o plantio e a primeira amostragem, ocorreu uma pequena variação na diversidade entre as repetições de cada nível, mas foi feito um replantio que manteve a estrutura de riqueza a ser testada com uma pequena variação: riqueza baixa igual a 42 espécies ($\pm 3,4$, erro padrão), riqueza média igual a 62 espécies ($\pm 2,0$) e riqueza alta igual a 95 espécies ($\pm 2,3$). O número de espécies foi semelhante entre secundárias iniciais, tardias e climáticas e menor em pioneiras. Todas as espécies utilizadas nos tratamentos com riqueza baixa encontravam-se presentes nos tratamentos com riqueza média e alta, e as espécies utilizadas nos tratamentos com riqueza média estavam presentes nos tratamentos com riqueza alta. A lista completa de espécies utilizadas no experimento segundo o sistema APG III é apresentada na **tabela 1**.

Tabela 1. Lista de Espécies utilizadas no experimento.

Espécie	Nome vulgar	Família	GE CVRD*	GE IBOT/SP**
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) Endl.	Sapucainha	ACHARIACEAE	C	NP
<i>Astronium concinnum</i> Schott	Guarubú violeta	ANACARDIACEAE	C	NP
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Gibatão	ANACARDIACEAE	SI	NP
<i>Astronium</i> sp.		ANACARDIACEAE	SI	NP
<i>Spondias macrocarpa</i> Engl.	Cajá	ANACARDIACEAE	P	P
<i>Spondias mombin</i> L.	Cajá mirim	ANACARDIACEAE	SI	P
<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.	Cajá	ANACARDIACEAE	SI	P
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Pinha da mata	ANNONACEAE	SI	P
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	Peroba osso	APOCYNACEAE	ST	NP
<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll. Arg.	Pequiá sobre	APOCYNACEAE	ST	NP
<i>Geissospermum laeve</i> (Vell.) Miers	Pau pereira	APOCYNACEAE	ST	NP
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê jacaré	BIGNONIACEAE	SI	NP
<i>Handroanthus arianae</i> (A.H. Gentry) S. Grose	Ipê preto	BIGNONIACEAE	SI	NP
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê roxo	BIGNONIACEAE	SI	NP
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Ipê coceira	BIGNONIACEAE	SI	NP

<i>Handroanthus serratifolius</i> (A. H. Gentry) S. Grose	Ipê ovo de macuco	BIGNONIACEAE	SI	NP
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlm.	Peroba amarela	BIGNONIACEAE	ST	NP
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	Cinco folhas	BIGNONIACEAE	P	P
<i>Tabebuia obtusifolia</i> (Cham.) Bureau	Pau tamanco	BIGNONIACEAE	SI	NP
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Ipê rosa	BIGNONIACEAE	SI	NP
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl	Ipê felpudo	BIGNONIACEAE	ST	NP
<i>Bixa arborea</i> Huber	Urucum da mata	BIXACEAE	P	P
<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.	Baleira	BORAGINACEAE	SI	NP
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro	BORAGINACEAE	SI	NP
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand subsp. <i>heptaphyllum</i>	Breu vermelho	BURSERACEAE	SI	NP
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Gurindiba	CANNABACEAE	P	P
<i>Jacaratia heptaphylla</i> (Vell.) A. DC.	Mamão jacatiá mirim	CARICACEAE	SI	NP
<i>Maytenus multiflora</i> Reiss.	Casca rosada	CELASTRACEAE	ST	NP
<i>Clusia spiritu-sanctensis</i> G.Mariz & B.Weinberg	Clusia	CLUSIACEAE	SI	NP
<i>Buchenavia pabstii</i> Marquete & C.Valente	Pequí izaías	COMBRETACEAE	C	NP
<i>Buchenavia rabelloana</i> N. F. Mattos	Pequí mirindiba	COMBRETACEAE	ST	NP
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Capitão do campo	COMBRETACEAE	SI	P

<i>Terminalia kuhlmannii</i> Alwan & Stace	Pelada	COMBRETACEAE	SI	NP
<i>Diospyros apeibacarpus</i> Raddi	Ébano	EBENACEAE	ST	NP
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capichingui	EUPHORBIACEAE	P	P
<i>Glycydendron</i> <i>espiritasantense</i> Kuhlman.	Fruta de arara	EUPHORBIACEAE	SI	NP
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Boleira	EUPHORBIACEAE	SI	NP
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax.	Leiteirinha	EUPHORBIACEAE	SI	P
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Garapa	FABACEAE	ST	NP
<i>Bauhinia forficata</i> Link subsp. <i>forficata</i>	Unha de vaca	FABACEAE	SI	P
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	Pau brasil	FABACEAE	ST	NP
<i>Caesalpinia ferrea</i> var. <i>parvifolia</i> Benth.	Pau ferro	FABACEAE	ST	NP
<i>Chamaecrista bahiae</i> (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby	Jaúna amarela	FABACEAE	C	NP
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Óleo de copaíba	FABACEAE	ST	NP
<i>Dimorphandra jorgei</i> M.F. Silva	Pau para tudo	FABACEAE	SI	NP
<i>Dimorphandra</i> sp.	Jueirana facão	FABACEAE	ST	NP
<i>Goniorrhachis</i> <i>marginata</i> Taub.	Guaribú amarelo	FABACEAE	ST	NP
<i>Hymenaea aurea</i> Y.T.Lee & Langenh.	Jatobá	FABACEAE	C	NP
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Y.T.Lee & Langenh.	Jatobá mirim	FABACEAE	C	NP
<i>Hymenaea rubriflora</i> Ducke var. <i>rubriflora</i>	Jatobá vermelho	FABACEAE	C	NP
<i>Melanoxylon brauna</i> Schott	Braúna preta	FABACEAE	ST	NP
<i>Moldenhawera</i> <i>papillanthera</i> L.P.Queiroz et al.	Caingá	FABACEAE	ST	NP

<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Angico cangalha	FABACEAE	SI	P
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Madeira nova	FABACEAE	SI	P
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvú	FABACEAE	SI	P
<i>Senna multijuga</i> (Rich) H.S. Irwin & R.C. Barneby	Angelim da baixada	FABACEAE	SI	P
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth	Angelim pedra	FABACEAE	SI	NP
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim aracuí	FABACEAE	SI	NP
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	Angico branco	FABACEAE	ST	NP
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Macanaíba pele de sapo	FABACEAE	C	NP
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Jacarandá caviuna	FABACEAE	SI	NP
<i>Deguelia longeracemosa</i> (Benth.) A.M.G.Azevedo	Óleo baio	FABACEAE	SI	NP
<i>Diploptropis incexis</i> Rizzini & A.Mattos	Macanaíba marreta	FABACEAE	C	NP
<i>Grazilodendron riodocensis</i> H.C. Lima	Peroba candeia	FABACEAE	ST	NP
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	Óleo amarelo	FABACEAE	SI	NP
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Uruvalheira branca	FABACEAE	ST	NP
<i>Machaerium fulvovenosum</i> H.C.Lima	Jacarandá cipó	FABACEAE	ST	NP
<i>Myrocarpus fastigiatus</i> Allemão	Óleo pardo	FABACEAE	C	NP
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Tento	FABACEAE	ST	NP
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Uruvalheira	FABACEAE	SI	NP

<i>Swartzia apetala</i> var. <i>glabra</i> (Vogel) R.S.Cowan	Arixixá	FABACEAE	ST	NP
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Sucupira amarela	FABACEAE	C	NP
<i>Vatairea heteroptera</i> (Allemão) Ducke	Angelim coco	FABACEAE	SI	NP
<i>Vataireopsis araroba</i> (Aguiar) Ducke	Angelim amargoso	FABACEAE	SI	NP
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	Ingá preto	FABACEAE	ST	NP
<i>Inga aff. cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Ingá ferro	FABACEAE	SI	P
<i>Inga cabelo</i> T.D. Penn.	Ingá cabelo	FABACEAE	ST	NP
<i>Inga thibaudiana</i> DC. subsp. <i>thibaudiana</i>	Ingá	FABACEAE	SI	NP
<i>Mimosa artemisiana</i> Herlinger & Paula	Angico canjiquinha	FABACEAE	SI	P
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth ex Walp	Jueirana vermelha	FABACEAE	C	NP
<i>Pseudopiptadenia</i> <i>contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P. Lima	Angico rosa	FABACEAE	SI	NP
<i>Vismia</i> sp.	Copiã preto	HIPERICACEAE	P	NP
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Mululo	LAMIACEAE	P	P
<i>Vitex cf. montevidensis</i> Cham.	Tarumã	LAMIACEAE	SI	NP
<i>Ocotea argentea</i> Mez	Canela louro	LAURACEAE	ST	NP
<i>Ocotea fasciculata</i> (Nees) Mez	Canela amarela	LAURACEAE	ST	NP
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Canela fogo	LAURACEAE	ST	NP
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi.) Kuntze	Jequitibá branco	LECYTHIDACEAE	ST	NP
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá rosa	LECYTHIDACEAE	ST	NP
<i>Couratari asterotricha</i> Prance	Imbirema	LECYTHIDACEAE	SI	NP

<i>Lecythis lanceolata</i> Poir.	Sapucaia mirim	LECYTHIDACEAE	C	NP
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia vermelha	LECYTHIDACEAE	C	NP
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Muricí do brejo	MALPIGHIACEAE	P	NP
<i>Ceiba pubiflora</i> (A. St.- Hil.) K. Schum.	Paineira de espinho	MALVACEAE	SI	NP
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	Catuaba branca	MALVACEAE	SI	NP
<i>Pachira stenopetala</i> Casar.	Paineira	MALVACEAE	SI	NP
<i>Pseudobombax</i> cf. <i>grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Paineira da pedra	MALVACEAE	SI	NP
<i>Pseudobombax</i> <i>grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	Paineira rosa	MALVACEAE	SI	NP
<i>Quararibea penduliflora</i> (A.St.Hil.) K. Schum.	Puleiro de macuco	MALVACEAE	C	NP
<i>Pterygota brasiliensis</i> Allemão	Farinha seca	MALVACEAE	ST	NP
<i>Sterculia elata</i> Ducke	Arruda rajada	MALVACEAE	SI	NP
<i>Sterculia speciosa</i> K. Schum.	Imbira quiabo	MALVACEAE	C	NP
<i>Hydrogaster trinervis</i> Kuhlman.	Bomba d'água	MALVACEAE	SI	NP
<i>Miconia</i> cf. <i>cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Guaratã	MELASTOMATAACEAE	P	NP
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro rosa	MELIACEAE	SI	NP
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Peloteira	MELIACEAE	C	NP
<i>Trichilia lepidota</i> subsp. <i>schumanniana</i> (Harms) Pennington	Casca cheirosa	MELIACEAE	C	NP
<i>Brosimum glaucum</i> Taub.	Leiteira	MORACEAE	ST	NP
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Oiticica	MORACEAE	C	NP
<i>Ficus arpazusa</i> Casar.	Figueira brava	MORACEAE	SI	NP

<i>Ficus clusiifolia</i> Schott	Gameleira	MORACEAE	SI	NP
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	Mata pau	MORACEAE	SI	NP
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Folha de serra	MORACEAE	C	NP
<i>Campomanesia</i> <i>espiritasantensis</i> Landrum	Araçá estrela	MYRTACEAE	C	NP
<i>Campomanesia</i> <i>guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Gabiroba	MYRTACEAE	SI	NP
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Pepeu	MYRTACEAE	C	NP
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Araçá	MYRTACEAE	ST	NP
<i>Eugenia ligustrina</i> S. W. Willd	Pitanga carneiro	MYRTACEAE	C	NP
<i>Eugenia</i> sp.	Batinga gema	MYRTACEAE	C	NP
<i>Eugenia</i> sp.	Jamelão silvestre	MYRTACEAE	ST	NP
<i>Eugenia sulcata</i> Spring. <i>ex</i> Mart.	Araçatuba	MYRTACEAE	ST	NP
<i>Myrcia aff. atropunctata</i> Kiaersk.	Araçá miúdo	MYRTACEAE	C	NP
<i>Neomitranthes</i> <i>langsдорffii</i> (O.Berg) Mattos	Araçá côco	MYRTACEAE	ST	NP
<i>Plinia grandifolia</i> (Mattos) Sobral	Jabuticaba roxa	MYRTACEAE	C	NP
<i>Plinia involucrata</i> (O. Berg) McVaugh.	Jambre	MYRTACEAE	ST	NP
<i>Plinia renatiana</i> G.M.Barroso & Peixoto	Zâmboa	MYRTACEAE	C	NP
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Araçá da praia	MYRTACEAE	SI	NP
<i>Guapira</i> <i>pernambucensis</i> (Casar.) Lundl.	João moleza	NYCTAGINACEAE	P	NP
<i>Cathedra bahiensis</i> Sleumer	Batinga roxa	OLACACEAE	ST	NP

<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	Tambozil	PHILLANTACEAE	SI	NP
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms.	Pau d'algo	PHYTOLACCACEAE	SI	NP
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Pau chumbo	PRIMULACEAE	SI	NP
<i>Drypetes</i> sp.	Mamão do mato	PUTRANJIVACEAE	C	NP
<i>Genipa infundibuliformis</i> Zappi & Semir	Jenipapo amarelo	RUBIACEAE	ST	NP
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	Fruta de macaco	RUBIACEAE	SI	NP
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Ponteiro	RUBIACEAE	ST	NP
<i>Riodoea pulcherrima</i> Delprete	Jenipapo da mata	RUBIACEAE	C	NP
<i>Simira glaziovii</i> (K. Schum.) Steyererm	Arariba	RUBIACEAE	ST	NP
<i>Simira grazielae</i> Peixoto	Arariba vermelha	RUBIACEAE	C	NP
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart. subsp. <i>grandiflora</i>	Jaquinha brava	RUTACEAE	SI	NP
<i>Casearia</i> sp.	Limãozinho	SALICACEAE	ST	NP
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Pau facho	SALICACEAE	ST	NP
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	Casca solta	SAPINDACEAE	C	NP
<i>Cupania cf. scrobiculata</i> Rich.	Cambuata	SAPINDACEAE	C	NP
<i>Cupania cf. vernalis</i> Cambess.	Camboteiro	SAPINDACEAE	SI	NP
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	Cambuata do nativo	SAPINDACEAE	SI	NP
<i>Dilodendron elegans</i> (Radlk.) A.H. Gentry & Steyererm.	Arruda da mata	SAPINDACEAE	C	NP
<i>Melicoccus espiritosantensis</i> Acev.-Rodr.	Pitombarana	SAPINDACEAE	C	NP

<i>Talisia intermedia</i> Radlk.	Pitomba amarela	SAPINDACEAE	ST	NP
<i>Toulicia patentinervis</i> Radlk.	Pitomba branca	SAPINDACEAE	C	NP
<i>Chrysophyllum</i> <i>lucentifolium</i> Cronquist. subsp. <i>lucentifolium</i>	Uacá	SAPOTACEAE	C	NP
<i>Manilkara</i> sp.	Parajú	SAPOTACEAE	C	NP
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D. Penn.	Ripeira	SAPOTACEAE	C	NP
<i>Pouteria coelomatica</i> Rizzini	Acá preto	SAPOTACEAE	ST	NP
<i>Pradosia lactescens</i> (Vellozo) Radlk.	Marmixa	SAPOTACEAE	C	NP
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Embaúba	URTICACEAE	P	P
<i>Rinorea bahiensis</i> (Moric.) Kuntze	Tambor	VIOLACEAE	C	NP

* Grupo Ecológico definido pelo Herbário CVRD com modificações de Rolim & Jesus (2010), sendo eles P (pioneiras), SI (secundárias iniciais), ST (secundárias tardias) e C (climácicas).

** Grupo Ecológico definido pelo Instituto de Botânica de São Paulo, com acréscimos para as espécies não resentes na lista de São Paulo, sendo eles: NP (Não Pioneiras) e P (Pioneiras).

• **Fator 3 – Proporção de Pioneiras:** a escolha de espécies para formar tratamentos com diferentes proporções de grupos ecológicos foi feita de acordo com a classificação em grupos ecológicos pelos engenheiros responsáveis pela implantação do projeto (Dr. Samir Rolim e Dr. Renato de Jesus), os quais se basearam na classificação do Herbário da Vale do Rio Doce (Herbário CVRD) com algumas modificações, pois possuíam amplos conhecimentos técnicos sobre as espécies utilizadas e seu comportamento característico na área. Inicialmente, as espécies foram agrupadas nos seguintes grupos ecológicos: pioneira (P), secundária inicial (I), secundária tardia (T) e climácica (C). Entretanto, para as comparações feitas neste trabalho foi utilizada a classificação oficial de grupos ecológicos para o estado de São Paulo, recomendada pelo Instituto de Botânica para projetos de restauração, de forma a facilitar sua utilização para futuras comparações. Nesta classificação consideram-se apenas dois grupos ecológicos: pioneiras (P) e não pioneiras (NP), sendo que pioneiras incluem algumas secundárias iniciais, mas com alguns acréscimos para as espécies não presentes na lista de São Paulo. As proporções dos indivíduos plantados, baseando-se nestas duas classificações, são apresentadas na **tabela 2**. O que se nota é que se considerarmos a classificação do Herbário CVRD estará sendo testada a presença ou não de espécies pioneiras (23% dos indivíduos no

nível 1 e 0% no nível 2), e se considerarmos a classificação do estado de São Paulo, estará sendo testada a redução de pioneiras (de 24% para 5% dos indivíduos, respectivamente em cada nível).

Tabela 2: Proporção de indivíduos por grupo sucessional em cada nível a ser testado, dada em porcentagem, considerando dois tipos de classificação.

Proporção de Pioneiras	Classificação1 (Herbário CVRD)				Classificação2 (IB-São Paulo)	
	P	I	T	C	P	NP
Nível 1	23	31	26	20	24	76
Nível 2	0	52	28	20	5	95

(Modificado de Rolim & Jesus, 2010)

É importante salientar que estes níveis de composição referem-se à porcentagem de *indivíduos* do grupo sucessional mencionado, e não de *espécies*, pois a riqueza já está definida pelo fator 2 (diversidade).

Considerando os três fatores citados, o experimento pode ser definido como um fatorial 3x2x2, resultando em 12 tratamentos (**tabela 3**), dispostos em 3 blocos ao acaso (repetições), totalizando 36 parcelas, que foram instaladas com área útil de 50 x 50 m cada uma (2.500 m²), resultando em 9 ha de área efetiva de experimento.

Tabela 3: Descrição dos tratamentos 1 a 12 quanto ao espaçamento, diversidade e proporção de pioneiras utilizadas.

Tratamento	Espaçamento	Diversidade	% de Pioneiras
1	3X2	Baixa	24%
2	3X2	Média	24%
3	3X2	Alta	24%
4	3X2	Baixa	5%
5	3X2	Média	5%
6	3X2	Alta	5%
7	3X3	Baixa	24%
8	3X3	Média	24%
9	3X3	Alta	24%
10	3X3	Baixa	5%

11	3X3	Média	5%
12	3X3	Alta	5%

As mensurações do experimento foram realizadas aos 40 meses após o plantio, e também aos 54, 66 e 82 meses. Em cada parcela, mensurou-se o perímetro na altura do peito (medido a 1,30 m do solo), a altura do fuste e a altura total de todos os indivíduos com mais de 5cm de diâmetro na altura do peito (DAP). Árvores bifurcadas abaixo de 1,30 m do solo tiveram cada fuste medido separadamente, como indivíduos independentes, desde que atendessem ao critério de inclusão. As exsicatas estão depositadas no herbário da Reserva Natural Vale, ES.

O estoque de biomassa por indivíduo foi estimado segundo o modelo de Brown (1997), determinado com R^2 igual a 0,89, para árvores com diâmetros de 5 a 40 cm e recomendada para projetos de restauração de pequena escala pelo IPCC/LULUCF (2007) em locais com precipitação entre 900 e 1500 mm, sendo a fórmula descrita a seguir: $\ln(\text{Biomassa}) = -1,996 + 2,323 * \ln(\text{DAP})$, onde a biomassa é dada em kg de matéria seca e o DAP em cm.

A soma dos valores de biomassa de todos os indivíduos da parcela resultaram no valor de biomassa da parcela. Os valores de biomassa foram convertidos para toneladas por hectare ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Também foram obtidos os valores de incremento corrente anual (ICA) por tratamento, sendo este valor dado pela seguinte fórmula: $\text{ICA} = \text{biomassa} / \text{tempo}$, onde o tempo foi padronizado para o intervalo de 12 meses, entre períodos de medição.

Como características edáficas influenciam o desenvolvimento vegetal, também foi coletada uma amostra mista de solo por parcela (feita através da homogeneização de 5 amostras de 0 a 20cm de profundidade casualizadas dentro da parcela). As amostras foram enviadas a laboratório para análise química e granulométrica. Com os resultados das análises, foi feita a média de cada parâmetro para cada parcela.

2.3. Análise Estatística

Considerando-se os 3 fatores do experimento, espaçamento (dois níveis: 3x3 m e 3x2 m), diversidade (três níveis: baixa, média e alta) e porcentagem de pioneiras (dois níveis: 24% e 5%) e as 4 medições aos 40, 54, 66 e 82 meses após o plantio, foi realizada uma análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas no tempo, de acordo com Von Ende (1993), tendo

o tempo (4 medições) como parcelas subdivididas.

De acordo com o autor, quando medidas repetidas são realizadas nas mesmas unidades experimentais, ocorrem violações na determinação do valor de F de cada fonte de variação (violação do pressuposto da circularidade ou esfericidade), e o valor de F deve então ser corrigido pelo fator de Greenhouse-Geisser (G-G) ou pelo fator de Huynh-Feldt (H-F), optando pelo menor, para ser mais conservador (detalhes na página do software *Statistica* (<http://documentation.statsoft.com/STATISTICAHelp.aspxpath=Gxx/Glm/Examples/Example6RepeatedMeasuresANOVADesign>)).

As análises foram feitas no software Systat, tendo como variável resposta a biomassa por parcela. A normalidade da variável biomassa foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância pelo teste de Levene a 5% de probabilidade (ZAR, 1999).

Com os dados de solo foi feita uma ANOVA fatorial da biomassa em função dos fatores estudados (diversidade, proporção de pioneiras, espaçamento e blocos) para cada parâmetro físico / químico.

A normalidade foi testada através do teste Shapiro-Wilk, e a homogeneidade de variância através do teste de Bartlett. Estas análises foram feitas no software R, e o modelo testado foi o seguinte:

aov (biomassa ~ espaçamento * proporção de pioneiras * diversidade + blocos)

Nas análises em que se obteve diferença significativa para um fator que possuía mais de 2 níveis, foi feito o teste de Tukey para identificar quais os níveis que se diferenciavam.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Análise de Variância

O resultado da análise de variância de medidas repetidas no tempo mostrou que houve efeito isolado dos fatores diversidade e espaçamento no período avaliado ($p < 0,001$), ou seja, existe diferença nos níveis de diversidade (baixa, média e alta), e existe diferença no espaçamento utilizado, na estocagem de biomassa até os 82 meses.

Também foi encontrada diferença significativa ($p = 0,03$), quando se analisa a interação entre diversidade e espaçamento. Por outro lado foi rejeitada a hipótese de influência da porcentagem de pioneiras até os 82 meses ($p = 0,76$) e também foi rejeitada a hipótese de influência da interação porcentagem de pioneiras com diversidade ($p = 0,14$), com espaçamento ($p = 0,78$) e com diversidade mais espaçamento ($p = 0,3$).

Embora não tenha sido objetivo deste trabalho analisar o efeito dos blocos foi constatado um efeito significativo de blocos na estocagem de biomassa ($p < 0,001$), ou seja, pelo menos um dos sítios de instalação do experimento apresentou estoque diferenciado.

Quando se analisa o tempo como parcela subdividida, a anova indicou ainda um resultado óbvio: que a biomassa é significativamente diferente ao longo do tempo ($p < 0,001$). Entretanto as interações não foram tão óbvias, pois ocorreu efeito apenas da interação tempo*espaçamento e um fraco efeito da interação tempo*diversidade*porcentagem de pioneiras. A interação ocorre quando um nível de um fator se manifesta melhor ou pior na presença de um nível de outro fator.

Dada a complexidade da interpretação dos três fatores e do tempo no acúmulo de biomassa, foi feita uma apresentação dos resultados de maneira a facilitar o entendimento e a discussão dos mesmos. Assim, são apresentadas inicialmente análises gráficas isoladas dos fatores em estudo (diversidade, espaçamento e porcentagem de pioneiras), e posteriormente são apresentadas análises gráficas das curvas de incremento corrente anual em biomassa e densidade.

3.2. Análise da Variação Ambiental: Efeito de Blocos

O acúmulo médio de biomassa, considerando todas as repetições dos tratamentos aplicados, é linear nos primeiros anos após o plantio, variando de 11,2 Mg/ha a 42,4 Mg/ha

aos 82 meses, com média de 25,1 Mg/ha e uma taxa média de 3,7 Mg/ha/ano (**figura 2**). Como era de se esperar, o crescimento médio em biomassa dos plantios segue o mesmo padrão do crescimento médio em densidade (**figura 3**).

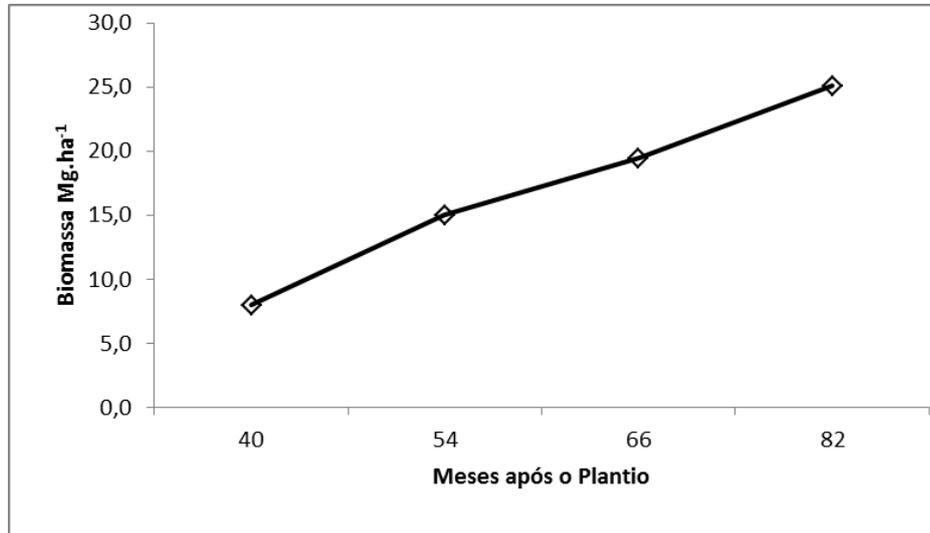


Figura 2. Acúmulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos aplicados, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares /ES.

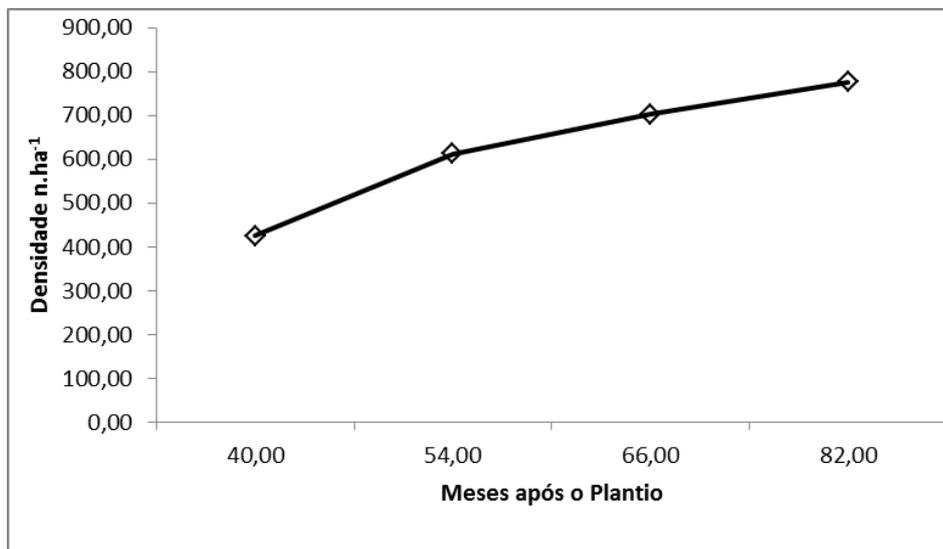


Figura 3: Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos aplicados, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

Apesar de ainda não ser visível no gráfico da **figura 3**, por ser um processo de longa duração, a curva de aumento em densidade tende a se estabilizar muito antes do que a curva de acúmulo em biomassa, pois, uma vez que todos os indivíduos tiverem entrado no critério de inclusão, 5 cm de DAP, a curva irá parar de crescer.

O valor médio de biomassa encontrado aos 82 meses neste estudo (25,1 Mg/ha) considera uma ampla variação ambiental, em solos pobres, arenosos ou muito arenosos, e

também uma ampla variação de fatores bióticos, representada por tratamentos com diferentes espaçamentos, diferentes níveis de diversidade e diferentes proporções de grupos sucessionais, ou seja, diferentes tipos e níveis de interações ecológicas. O acúmulo apresentado na **figura 2**, a princípio pode parecer muito simples, mas ele é resultado de 12 tratamentos em 3 blocos cada, com ampla variação de respostas como mostrado na **figura 4**, de 3,7 a 15,3 Mg/ha aos 40 meses e 17,6 a 37 Mg/ha aos 82 meses (tratamento 12 e tratamento 2, respectivamente).

Campoe (2008) encontrou valores de biomassa variando de 2,0 a 20,3 Mg/ha em plantios de reflorestamento com 40 meses de idade em florestas estacionais semidecíduais, dependendo do tratamento utilizado. Ferez (2010) também encontrou grande variação na produção de biomassa aérea de um reflorestamento de 6 anos, dependendo do tratamento silvicultural utilizado, mas com valores próximos ao encontrado neste estudo, de 9,6 a 34,5 Mg/ha.

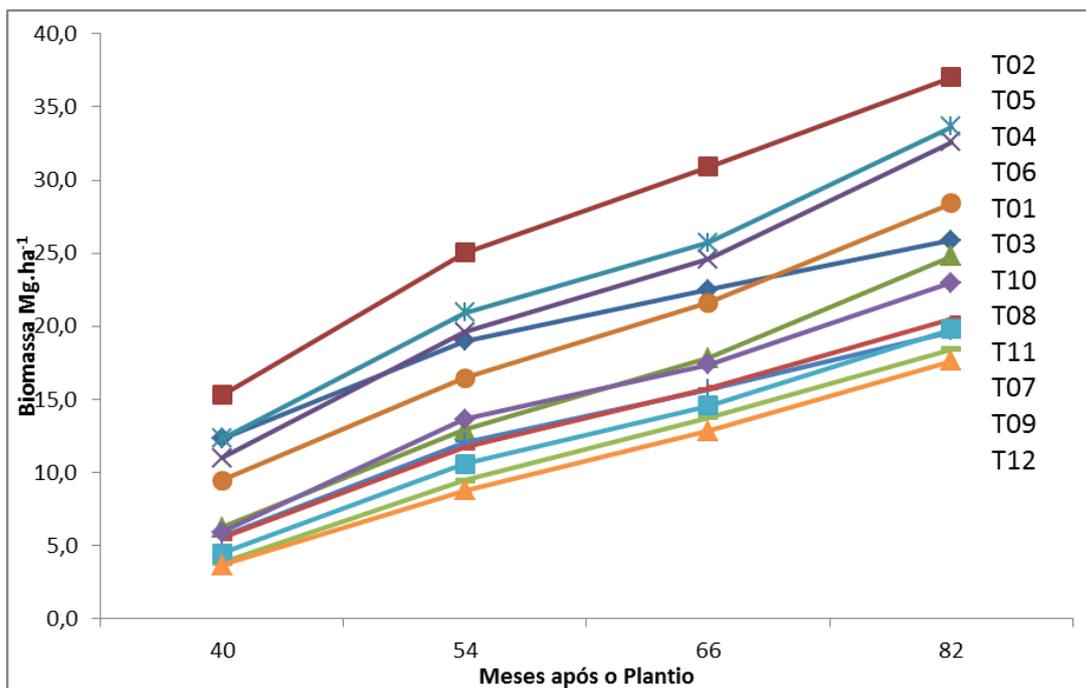


Figura 4. Acúmulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos aplicados, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

Além dos fatores que estão sendo testados (diversidade, proporção de pioneiras e espaçamento), as variações do ambiente são importantes nesta análise. Nota-se, pela **figura 5**, que o bloco 3 apresentou maior acúmulo de biomassa até os 82 meses (aproximadamente 30 Mg/ha contra 22,6 Mg/ha nos blocos 1 e 2), fato que, provavelmente, está relacionado a fatores edáficos.

No bloco 1 predominam amostras de textura areia (38%), no bloco 2, embora existam algumas manchas de areia (20%), predominam amostras de textura areia-franca (52%), e, por fim, no bloco 3, embora tenha alta porcentagem de amostras de areia franca (47%), existe muito pouca porcentagem de amostras de textura areia (5%) e é onde se obteve a maior porcentagem de amostras com textura franco-argilo-arenoso (38%).

Quanto às análises de solo, obteve-se alguns resultados interessantes quando foram feitas as análises estatísticas. Nota-se uma diferenciação dos Blocos em relação à quantidades de Potássio, Sódio e Boro, às relações K/T e Na/T, e, quanto à granulometria, à quantidade de areia fina (**tabela 4**). Todos esses indicadores apresentaram-se em quantidades melhores no bloco 3, e o bloco 2 apresentou os piores resultados, o que demonstra heterogeneidade ambiental da área de estudo quanto a fatores edáficos.

Tabela 4: Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Blocos

	K mg/L	Na mg/L	K/T %	Na/T %	B mg/L	Areia Fina g/Kg
Bloco 1	25,66 ab	16,08 ab	1,42 ab	1,54 ac	0,64 a	84,80 ab
Bloco 2	22,00 b	10,83 b	1,26 b	1,03 b	0,64 ab	102,73 bc
Bloco 3	32,16 ac	18,75 ac	1,77 ac	1,75 c	0,73 c	127,60 c
<i>p</i>	0,03	0,006	0,01	0,002	0,02	0,001

As ANOVA's revelaram ainda diferenças significativas entre os fatores de estudo quanto a alguns dos indicadores físico-químicos do solo, as quais são listadas nas **tabelas 5, 6, e 7**. Essas diferenças podem ser explicadas tanto por questões da própria heterogeneidade espacial, quanto pelos próprios fatores de estudo.

Apesar de dados que serão expostos mais a frente evidenciarem que os tratamentos com diversidade alta apresentaram um menor desempenho em produção de biomassa, as análises de solo revelam que estes tratamentos apresentaram solo significativamente melhor para as quantidades de cálcio, para a capacidade de troca catiônica efetiva, e para as quantidades de nitrogênio (**tabela 5**).

Os tratamentos com maior proporção de pioneiras apresentaram melhores quantidades de magnésio, menor saturação de alumínio e melhores relações catiônicas (**tabela 6**), o que pode ser resultado de uma maior incorporação de matéria orgânica nos tratamentos com maior quantidade de pioneiras, uma vez que estas espécies normalmente produzem maior quantidade de serapilheira (RAVEN, 2007).

Uma maior quantidade de matéria orgânica no solo foi encontrada nos tratamentos com maiores espaçamentos (**tabela 7**), o que vai de encontro ao esperado, uma vez que uma

densidade maior de indivíduos deveria produzir maior quantidade de matéria orgânica. Duas explicações são plausíveis: esta maior concentração de matéria orgânica nas parcelas onde foram instalados os tratamentos com maior espaçamento já estava estabelecida na área por razões aleatórias, ou a matéria orgânica destas áreas é proveniente da decomposição de gramíneas invasoras tipicamente encontradas em maior quantidade em áreas de dossel mais aberto (MARTINS et al., 2004). Em relação aos outros indicadores em que se observou diferença significativa, os resultados foram mais satisfatórios nos tratamentos com menor espaçamento. A maior quantidade de silte nos tratamentos com menor espaçamento, pode ser resultado de uma maior lixiviação deste sedimento na superfície mais exposta dos tratamentos com maior espaçamento.

Tabela 5: Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Diversidade

	Ca cmolc/L	CTC efet. cmolc/L	Ni %
Baixa	0,75 a	1,52 a	0,14 ac
Média	0,85 ab	1,66 ab	0,12 ab
Alta	1,29 c	1,94 bc	0,16 c
<i>p</i>	0,01	0,03	0,04

Tabela 6: Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Proporção de Pioneiras

	Mg cmolc/dm3	Sat. Al %	Mg/T %	K/T %
24%	0,27 a	18,28 a	6,04 a	1,61 a
5%	0,21 b	28,44 b	4,68 b	1,35 b
<i>p</i>	0,01	0,02	0,01	0,04

Tabela 7: Resultados significativamente relevantes das análises físico-químicas do solo em relação ao fator Espaçamento

	Mat. Org. dag/Kg	K/T %	Fe mg/L	Silte g/Kg
3x2 m	2,58 a	1,64 a	133,05 a	82,40 a
3x3 m	2,83 b	1,32 b	113,11 b	66,24 b
<i>p</i>	0,04	0,03	0,04	0,04

A variação ambiental da área de estudo, com predominância de solos arenosos, leva a uma baixa taxa de acúmulo de biomassa, comparando-se com outros estudos com maior homogeneidade de fatores ambientais (um só espaçamento e uma só proporção de espécies) e, principalmente, sobre solos mais férteis. Melo & Durigan (2006) citam valores de biomassa entre 50 e 80 Mg/ha, para áreas de solos mais férteis com idades entre 5 e 7 anos, embora com riqueza de espécies inferior às deste estudo. Por outro lado, dada esta variação, pode ser

considerado que a taxa de crescimento apresentada neste estudo (3,3 Mg/ha/ano para os blocos localizados em solos arenosos ou 4,4 Mg/ha para o bloco localizado em solos mais barrocos) são valores mais realistas ou conservadores para ser usados como parâmetros em áreas em restauração na Floresta de Tabuleiro do Espírito Santo.

Segundo estudos como os de Botrel et al. (2002), em floresta estacional semidecidual, e Moreno & Schiviani (2001), no cerrado, as variáveis edáficas tem forte relação com a composição e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva, sendo esse fato explicado, principalmente, pelas variações nutricionais e dos níveis de drenagem do solo, este último fator revelando-se diretamente relacionado à textura do solo. Garay et al. (2004), afirmam que o solo é o principal fator definidor das fisionomias da Floresta de Tabuleiros, e Saporetti-Junior et al. (2011) avaliou a influência da porcentagem de areia fina na diversidade de espécies da Mussununga, e encontrou uma correlação canônica em que a diversidade aumentava conforme aumentava a porcentagem de areia fina, o que o autor concluiu estar relacionado à retenção de água que a areia fina exerce. Menezes & Araújo (2000), estudaram a relação da biomassa aérea de *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze em relação à distância da praia, e encontraram uma relação positiva entre distância e biomassa, resultado de fatores topográficos que influenciavam a composição de nutrientes do solo.

Pode-se inferir disso, que o gradiente físico-químico na área experimental influencia o estabelecimento das espécies e, possivelmente, o acúmulo de biomassa.

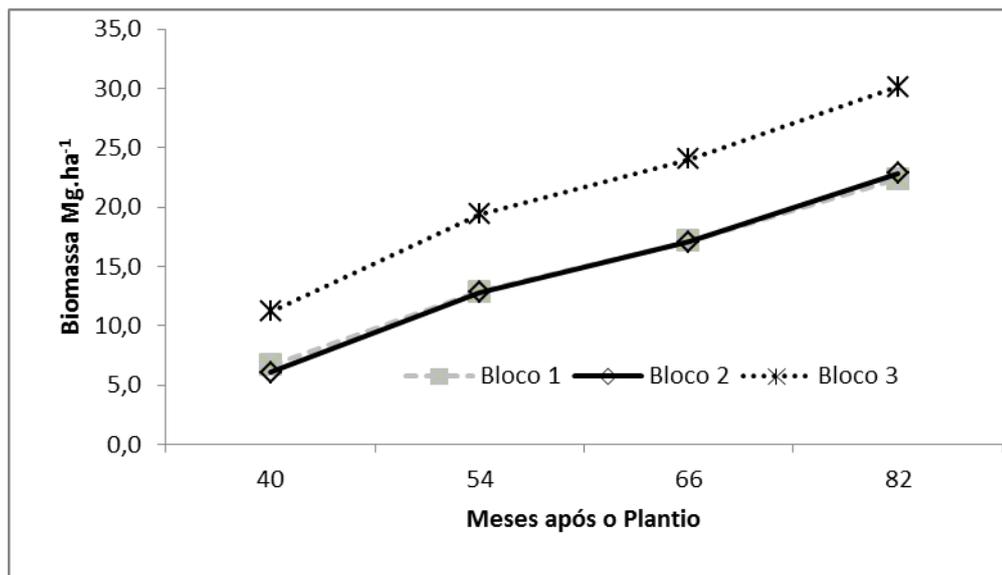


Figura 5. Acúmulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos em cada bloco do estudo, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

A taxa de crescimento média de 3,7 Mg/ha/ano deve se manter aproximadamente

constante pelos próximos anos, mas deve mudar a partir de um período, já que curvas de crescimento apresentam comportamento sigmoidal, pois o crescimento é limitada por uma determinada capacidade suporte, como previsto nos modelos de crescimento Logístico ou no modelo de Chapman-Richards-Bertalanffy (PIENAAR & TURNBULL, 1973; PEIXOTO & PEIXOTO, 2009).

Caso o índice médio anual de crescimento em biomassa (biomassa/idade em anos) atual do plantio fosse mantido, em aproximadamente 73 anos a área apresentaria a mesma biomassa estocada de uma floresta primária da região. Entretanto, como já mencionado anteriormente, o crescimento dos indivíduos arbóreos é sigmoidal (PEIXOTO & PEIXOTO, 2009), portanto, para realizar a modelagem adequada destes dados, seriam necessários estudos de longo prazo na área, não sendo possível fazer previsões confiáveis. Além disso, outros cenários de crescimento apontam que pode levar até 200 anos (BROWN & LUGO, 1990; VANDERMEER et al., 1995; TABARELLI & MANTOVANI, 1999), para atingir os valores máximos de estocagem de biomassa na floresta atlântica, que, segundo dados do MCT (2004), atinge em média 247,2 Mg/ha. Em estudo de Higuchi et al. (2004) em floresta primária na Amazônia, seus dados revelaram que mesmo estas florestas maduras e “virgens” ainda apresentavam crescimento em biomassa total e consequente sequestro de carbono, o que indica que o tempo que leva até que florestas restauradas atinjam uma estabilização do crescimento ainda não pode ser estimado com precisão.

3.3. Análise do Efeito da Proporção de Pioneiras

Analisando graficamente os efeitos das variações impostas pela proporção de pioneiras (figura 5), não se nota diferença visível no estoque de biomassa entre os tratamentos com 24% de pioneiras e os tratamentos com 5% de pioneiras, exceto por uma sutil diferenciação na última amostragem.

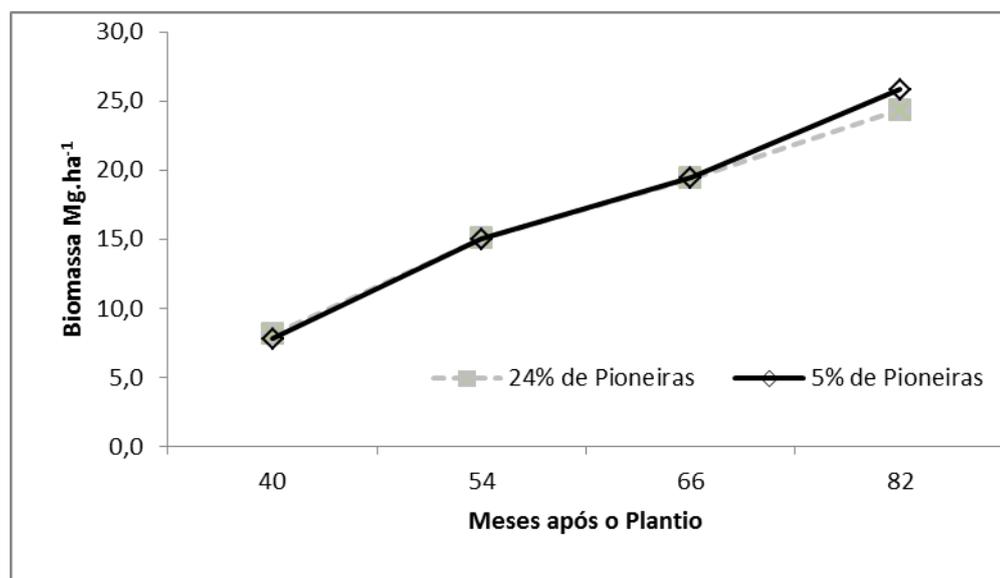


Figura 6. Acúmulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos com 24% de pioneiras e 5% de pioneiras, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

De fato, a porcentagem de pioneiras não apresentou diferença significativa entre os tratamentos. Resultados como este não são inéditos e têm sido constatados em estudos como o de Campoe (2008), que testou duas composições em relação à porcentagem de pioneiras: 50% e 67%, e, em seus resultados, também não encontrou diferença significativa entre estes dois grupos de tratamento.

Várias considerações podem ser feitas. Espécies pioneiras, em geral, apresentam rápido crescimento, mas também há muitas espécies não pioneiras que possuem como característica o crescimento rápido. Mesmo espécies tradicionalmente classificadas como tardias ou climácicas também podem aceitar ou explorar bem médios a altos níveis de irradiância, como *Platycamus regnellii* (SCALON & ALVARENGA, 1993), *Euterpe edulis* (NAKASONO et al., 2001) e *Esenbeckia leiocarpa* (PORTES et al., 2007) ou se estabelecer em pastos (NEPSTAD et al., 1991). Também é importante ressaltar que a classificação das espécies em grupos sucessionais é uma classificação feita com intenção de facilitar algumas análises, mas é totalmente artificial, sendo que a mesma espécie responde de maneira diferente a ambientes diferentes (RAVEN, 2007).

Além disso, também pode ser citado que, apesar do rápido crescimento já comprovado em espécies pioneiras, este crescimento parece ser mais intenso verticalmente. Fontes (1999) estudou o crescimento de 5 espécies pioneiras tropicais na Reserva Natural Vale, e as classificou em dois grupos distintos, sendo um de crescimento um pouco mais lento, e outro de crescimento rápido, porém mais intenso em altura do que em diâmetro, como estratégia

para ocupar rapidamente espaços abertos em dossel. King (1996) coletou dados alométricos de 14 espécies arbóreas de uma floresta tropical em La Selva, Costa Rica, e, apesar de constatar o rápido crescimento das mesmas, não encontrou crescimento tão expressivo em diâmetro de caule, que foi a medida utilizada para se estimar a biomassa.

Este padrão pode ser ilustrado pela **figura 7**. Como os acúmulos de biomassa foram semelhantes (**figura 6**), seria de se esperar que a densidade de indivíduos também se apresentaria da mesma forma. Entretanto, os tratamentos com maior porcentagem de pioneiras apresentaram um número maior de indivíduos até os 66 meses, o que indica que estes indivíduos tinham, em média, menor diâmetro do que os indivíduos do tratamento com menor proporção de pioneiras. Aos 82 meses após o plantio já se nota uma diminuição do recrutamento nos tratamentos com maior proporção de pioneiras, devido ao rápido crescimento das espécies deste tratamento já tê-las feito atingir o critério de inclusão logo nos primeiros anos do experimento, enquanto os tratamentos com 5% de pioneiras continuaram recrutando, de forma aparentemente contínua e linear. Isso culminou com a pequena diferença de biomassa nos plantios com 5% de pioneiras observada na **figura 6**.

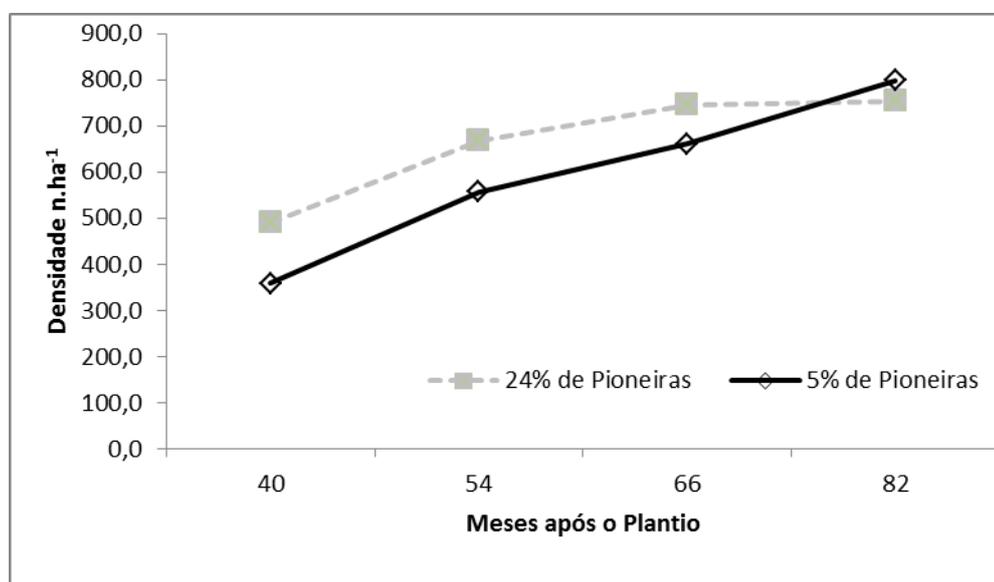


Figura 7: Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator proporção de pioneiras, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

Espécies pioneiras como um todo perdem importância no acúmulo de biomassa ao longo do tempo. Em estudo feito por Ferreira et al. (2007) utilizando-se dados de DAP de árvores de um reflorestamento em Itutinga – MG, encontrou-se que, entre 58 e 155 meses após um plantio de reflorestamento, a representação das espécies pioneiras em incremento de

diâmetro caiu pela metade. Shimamoto (2012) estudou o acúmulo de biomassa de 11 espécies arbóreas da Floresta Atlântica classificadas em grupos ecológicos, e seus dados confirmaram esta tendência, revelando que as pioneiras contribuem mais em biomassa nos primeiros anos do plantio, e depois as espécies climácicas passam a ter papel maior nesta contribuição, sendo que, para as espécies estudadas, as não pioneiras acumularam quase o dobro de biomassa em relação às espécies pioneiras num período de 12 meses.

Também é importante ressaltar que projetos de restauração com elevada proporção de pioneiras podem apresentar um outro problema que não se refere à produção de biomassa, mas sim à sua sustentabilidade no tempo. Como as espécies pioneiras são caracterizadas por apresentar ciclo de vida mais curto, há vários casos de reflorestamentos em que as pioneiras já morrem aos 10 anos, e seu tempo de vida pode não ser suficiente para a substituição das espécies de início de sucessão pelas espécies mais longevas, ocasionando que, ao final de poucos anos do plantio, a densidade de indivíduos pode diminuir e a área pode ficar novamente exposta à invasão de exóticas agressivas que suprimem a regeneração (BARBOSA et al., 2003). Casos como este foram observados em estudos de projetos de restauração em mata estacional semidecídua, como o de Rodrigues et al. (2010), que avaliou um plantio de restauração no qual foram utilizadas mais de 70% de espécies pioneiras e, após apenas 18 meses do plantio, havia apresentado uma mortalidade de 37,5% do número de indivíduos. Souza & Batista (2004) estudaram plantios de restauração com 5, 9 e 10 anos de idade sendo que o plantio de 10 anos de idade foi feito com 3/5 de espécies pertencentes ao grupo das pioneiras, e os outros dois com 4/5 das espécies pertencentes a este grupo. Os autores concluíram que todos os plantios encontravam-se muito aquém do desejado, com alta infestação de gramíneas, dominância de poucas espécies de pioneiras e ausência de chegada de propágulos de fontes externas.

Propostas recentes para modelos de restauração têm recomendado menores porcentagens de pioneiras que modelos propostos nos anos 80. Kageyama & Gandara (2000) propuseram modelos com 30% de pioneiras típicas e 30% de secundárias iniciais e Souza & Batista (2004) não encontraram diferenças para densidade e área basal em plantios de 10 anos com proporções de 80:20 e 60:40 de pioneiras (inclui secundárias iniciais) e não pioneiras.

A importância de todos os grupos sucessionais é bem conhecida, não devendo, em hipótese alguma, ficar essa discussão restrita à produção de biomassa para sequestro de carbono, mas sim tendo claro em mente também o papel de pioneiras para cicatrização de

clareiras, de manutenção da biodiversidade, de produção de recursos para fauna, de colonização de novas áreas, etc. (SIQUEIRA, 2002; SORREANO, 2002). Podem até mesmo ocorrer casos em que há necessidade de um rápido recobrimento de uma área a ser recuperada e que, pelo custo reduzido e presença de fontes de sementes próximas, a implantação de 100% de pioneiras pode ser recomendada (MOREIRA, 2002). Mas não devemos excluir a possibilidade de diminuir a proporção do uso de pioneiras e conseqüentemente aumento de outros grupos quando possível e, nestes casos, esta redução deve ser dada, preferencialmente, nas pioneiras de vida curta, que geralmente apresentam baixa densidade de madeira e cuja elevada quantidade em muitos modelos de restauração leva a um menor estoque de carbono comparativamente a outras espécies. É fundamental, nesta redução, que um percentual mínimo seja mantido, por todos os benefícios citados anteriormente, e que as espécies substitutas também possam fazer o papel de sombreadoras, com ciclo de vida médio a longo, para otimizar os ganhos de biomassa sem perder a diversidade (ROLIM & JESUS, 2010).

3.4. Análise do Efeito do Espaçamento

Quanto à variável espaçamento, pode ser notada claramente uma superioridade visual do espaçamento 3x2 m em relação ao espaçamento 3x3 m, tanto para o estoque de biomassa (**figura 8**), quanto para a densidade (**figura 9**).

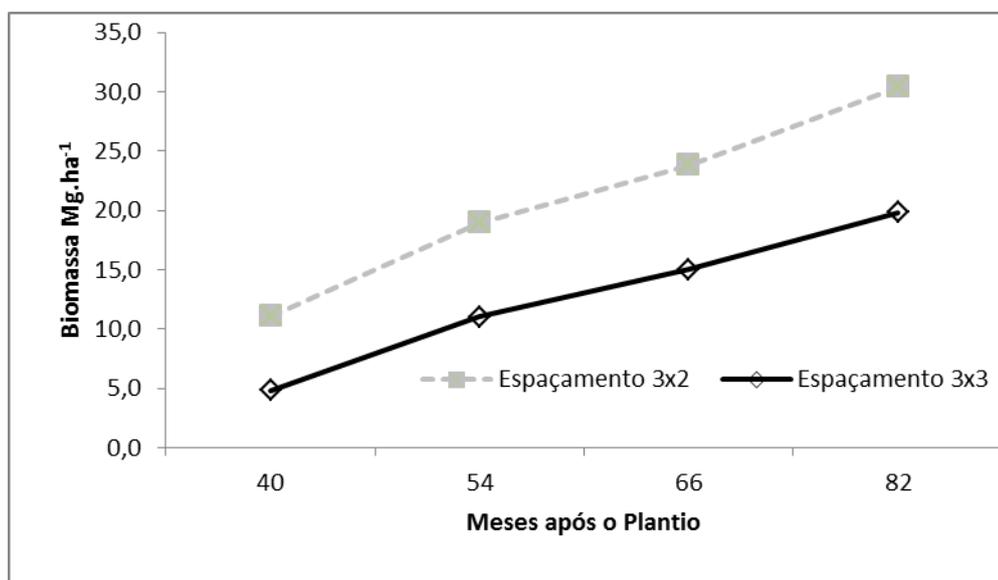


Figura 8. Acúmulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos com espaçamento 3x3 e 3x2 m, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

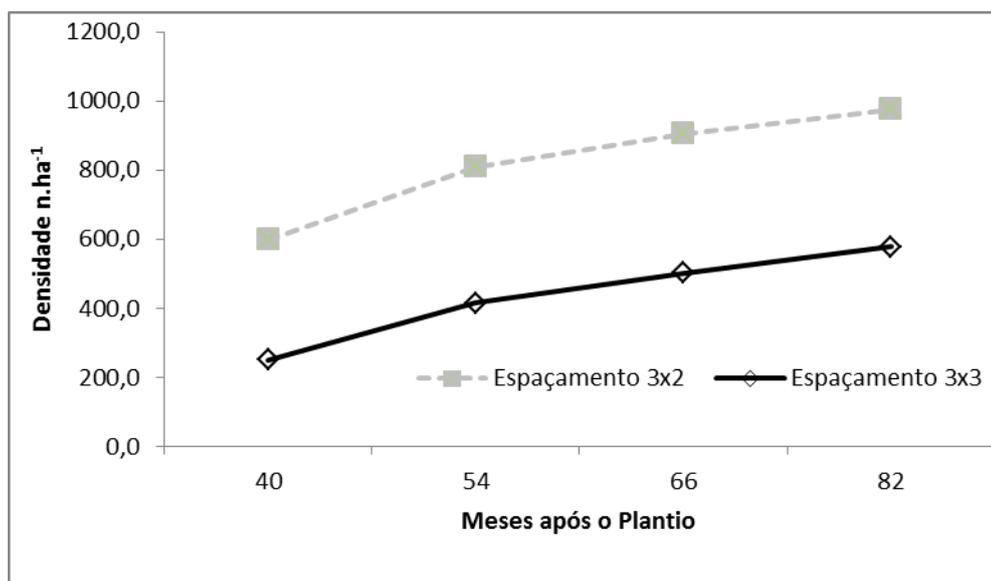


Figura 9: Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator espaçamento, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

O resultado significativo da produção de biomassa da variável espaçamento pode ser considerado esperado, afinal existe uma diferença de densidade de indivíduos entre os tratamentos com espaçamento 3x3 m e 3x2 m, oriunda do próprio fator de estudo. Em estudo similar realizado por Campoe (2008) em Anhembi – SP, foram feitos plantios de restauração com dois espaçamentos, 3x1m e 3x2m, e dois tipos de manejo silvicultural, o usual e um manejo considerado máximo, com maior intensidade de adubação e de eliminação da matocompetição. Apesar de seus dados apontarem o manejo como fator mais influente na produção final de biomassa, o autor também obteve dados indicando que o espaçamento mais adensado acumula mais biomassa nos primeiros anos após o plantio.

Já segundo um estudo realizado por Bufo (2008), apesar dos tratamentos com menores espaçamentos recobrirem a área com maior rapidez, não foram obtidos melhores resultados em produção de biomassa.

É importante considerar que mais tempo é necessário para definir se o espaçamento 3x3 alcança ou ultrapassa em biomassa o espaçamento 3x2 m. Do ponto de vista teórico, plantios muito adensados podem ser inócuos, dado que a competição limita o crescimento das árvores até um número de plantas suportado pelo ambiente (TAYLOR et al., 1990). Além disso, em espaçamentos mais adensados o custo de aquisição de mudas pode afetar o orçamento de um projeto de restauração.

Por outro lado, haverá situações em que plantios mais adensados podem ser necessários para recobrir mais rapidamente uma área (como em MOREIRA, 2002; BUFO, 2008) e evitar

efeitos nocivos da erosão. Além disso, as gramíneas exóticas são um problema comum em projetos de restauração, pois exercem influência negativa no estabelecimento de plântulas e na produção de biomassa dos extratos mais baixos, e seu controle exige um manejo trabalhoso e dispendioso (MARTINS et al., 2004; MARTINS et al., 2011). Plantios adensados podem contribuir para um menor custo de manutenção contra plantas invasoras, já que o rápido recobrimento da área minimiza a entrada de luz e favorece a competição das espécies plantadas contra plantas invasoras (PIÑA-RODRIGUES et al., 1997; SOUZA, 2002).

3.5. Análise do Efeito da Diversidade

Da mesma forma, para diversidade pode ser notada uma ligeira superioridade na produção de biomassa nos tratamentos de média e baixa diversidade de espécies em relação à alta diversidade de espécies (**Figura 10**), no estoque de biomassa. Como explicitado no item anterior, a análise de variância foi significativa para o fator diversidade de espécies, e o teste de Tukey mostra que os níveis de baixa e média diversidade não apresentaram diferença significativa entre si ($p=0,4$), mas que ambos apresentam maior acúmulo de biomassa do que o plantio de alta diversidade até os 82 meses ($p<0,02$).

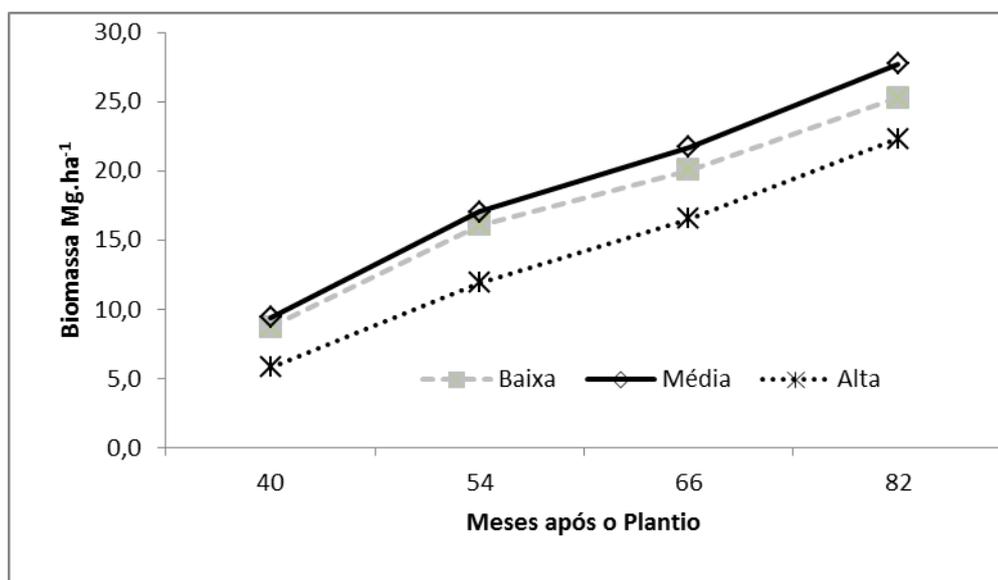


Figura 10. Acúmulo de biomassa, considerando a média de todas as repetições dos tratamentos com diversidade baixa, média e alta, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares - ES.

Dessa forma, pode ser inferido que plantios utilizando diversidade baixa ou média não apresentarão resultados significativamente diferentes em produção de biomassa, enquanto os plantios mais diversos apresentam um crescimento mais lento, pelo menos inicialmente.

Normalmente, plantios com menor riqueza de espécies acabam apresentando um número maior de indivíduos de espécies pioneiras. Deve-se lembrar, no entanto, que a influência da proporção de pioneiras na produção de biomassa já são abordados pelo fator proporção de pioneiras. Como as mesmas proporções de pioneiras (5% e 24%) foram mantidas em cada nível de diversidade, isolamos este fator nesta análise.

Pode-se observar, na **figura 11**, que a causa que parece explicar melhor a menor produção de biomassa nos plantios com alta diversidade, se deve à sua densidade ter se apresentado bem menor do que a dos outros níveis desde os 40 meses.

No caso de uma recuperação de mata ciliar estudado por Carvalho et al. (2007), o autor buscou definir padrões de interação como competição e facilitação entre as espécies, mas não encontrou nenhuma tendência, concluindo que, em seu caso de estudo, o estabelecimento dos indivíduos não foi influenciado pelas outras espécies, e sim por outros fatores que não foram observados.

Em um estudo de Silver et al. (2004), em uma floresta restaurada com 60 anos em Porto Rico, os autores compararam a produção de biomassa em 15 parcelas de 0,04 ha, sendo classificadas 5 de baixa (entre 4 e 6 espécies), 5 de média (entre 7 e 11 espécies) e 5 de alta diversidade (entre 12 e 16 espécies). Os autores não encontraram nenhuma diferença significativa da produção de biomassa em função da diversidade. Já no estudo de Shimamoto (2012), foi determinada a produção anual de biomassa de 11 espécies arbóreas da Mata Atlântica, sendo que os valores variaram entre 1,23 e 20,73 Mg/ano entre as espécies. Embora o número de espécies utilizado no experimento de Silver et al. (2004) tenha sido bem menor do que o utilizado neste experimento, casos como estes dois indicam que a diversidade em si pode não afetar a produção de biomassa numa comunidade, mas sim as espécies utilizadas e suas densidades.

Na implantação do projeto de restauração de que trata este estudo foram escolhidas algumas espécies recomendadas para projetos de restauração na área (IEMA, s/d) cujo rápido crescimento é registrado em obras como as de Lorenzi (1992 a; 1992 b) e Carvalho (2006), como a *Joanesia princeps*; *Shizobium parahyba*, *Trema micrantra*, entre outras. Estas espécies foram incluídas, em sua maioria, desde os tratamentos com baixa diversidade, nos quais o número de indivíduos de cada uma delas era maior do que nos tratamentos com média e alta diversidade, afinal nestes últimos o número de indivíduos total está dividido entre mais espécies.

Um exemplo deste caso foi *Joanesia princeps*, que foi a espécie que representou maior produção de biomassa durante todo o período de estudo. Por este motivo os tratamentos com diversidade baixa e média apresentaram maior produção de biomassa num primeiro momento.

No entanto, a maioria das espécies de rápido crescimento são pioneiras, o que torna este rápido crescimento restrito aos primeiros anos após o plantio. *Trema micrantha*, por exemplo, encontrava-se em 3º lugar em representação na biomassa total do projeto aos 40 meses, e passou a 13ª posição aos 80 meses, pois a mortalidade neste período foi de 67%. Carvalho (2006) aponta que esta espécie tem ciclo de vida curto, raramente ultrapassando os 15 anos de vida. Haviam 77 indivíduos de *Trema micrantha* nos tratamentos com alta diversidade, 50 indivíduos nos de média diversidade e apenas 22 nos de baixa diversidade.

Outras espécies como *Bixa arborea* e *Schizolobum parahiba*, foram inseridas somente nos tratamentos com média e alta diversidade, sendo que *Shizobium parahiba* foi a espécie que apresentou maior produção de biomassa por indivíduo durante todo o período de estudo chegando a atingir uma média de 95 kg / indivíduo aos 80 meses após o plantio. *Bixa arborea* apresentou recrutamento constante durante todo o período, enquanto a maioria das espécies com maior produção de biomassa já começavam a apresentar estabilização ou decréscimo em suas taxas de recrutamento. Isso fez com que *Bixa arborea* passasse da 8ª para a 2ª posição em espécie com maior representação na biomassa total do plantio entre os 40 e os 80 meses.

Os tratamentos com média diversidade apresentam o número de indivíduos das espécies de rápido crescimento (como *Joanesia princeps*) maior do que os tratamentos de alta diversidade, mas também contemplavam algumas espécies que têm crescimento rápido num segundo momento (secundárias iniciais), as quais não estavam nos tratamentos com baixa diversidade (por exemplo, *Bixa arborea*), motivo pelo qual estes tratamentos devem ter apresentado melhor desempenho.

Desta forma, a configuração de espécies utilizada parece explicar o porquê da aproximação gradativa da curva de crescimento dos tratamentos com alta diversidade em relação à dos de baixa diversidade visualmente no gráfico.

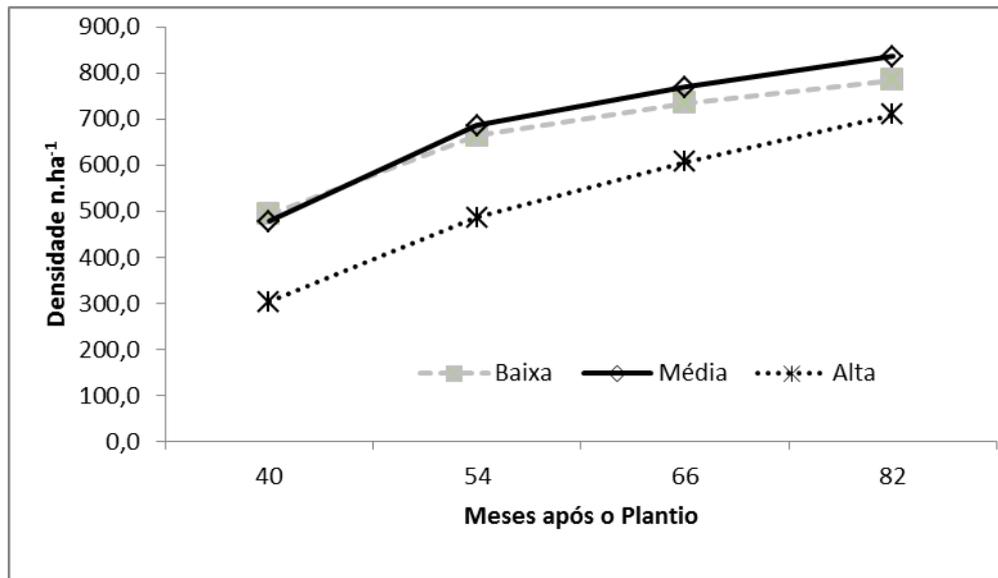


Figura 11: Aumento da densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator diversidade, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

3.6. Análise dos Incrementos Correntes Anuais

A interpretação do gráfico de Incremento Corrente Anual (ICA) em função dos tempos amostrados dá ênfase às inclinações das curvas de crescimento em cada período, indicando, desta forma, a velocidade em que o crescimento se deu por período. Ao se observar o gráfico do ICA de biomassa pelo tempo do fator diversidade (**figura 12**), nota-se um resultado diferente do observado no gráfico do aumento de biomassa em função do tempo. Nota-se que, até os 54 meses, os comportamentos dos três níveis de diversidade foram iguais, com retas de mesma inclinação. Entretanto, a partir dos 54 meses, os tratamentos com alta diversidade de espécies apresentaram incrementos superiores aos tratamentos de baixa diversidade e semelhante aos de média diversidade. Este resultado é interessante, pois mostra que em um curto período de tempo, de 82 meses, as diferenças tendem a desaparecer entre os níveis de diversidade.

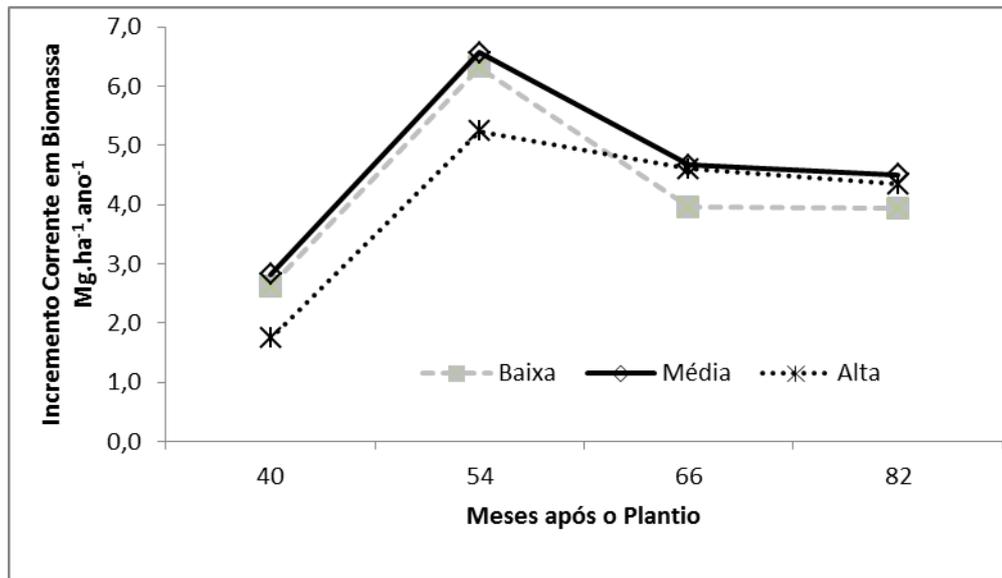


Figura 12. Incremento corrente em biomassa dos tratamentos com diversidade baixa, média e alta, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

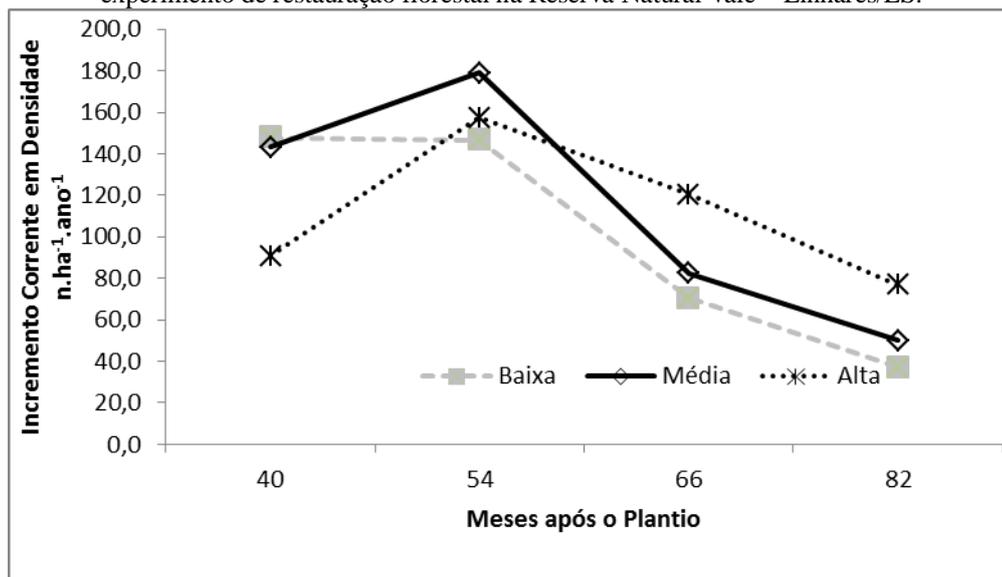


Figura 13: Incremento Corrente em densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator diversidade, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

Já analisando o ICA da densidade em função do tempo (**figura 13**), encontra-se um padrão diferente: o recrutamento dos plantios de alta diversidade aumentou mais do que o dos outros níveis de diversidade entre os 40 e 54 meses, e, desde então tem se apresentado maior do que daqueles, indicando uma tendência de que os tratamentos de alta diversidade possam, inclusive, ultrapassar a produção de biomassa dos níveis de diversidade baixa dentro de pouco tempo.

Este aumento nos ICA de biomassa e de densidade observado para os níveis de diversidade, entre os 40 e os 54 meses nos gráficos das **figuras 12 e 13**, também foi

observado nos outros fatores analisados, como será possível observar adiante (**figuras 14, 15, 16 e 17**), o que indica que um pulso de crescimento e ou de recrutamento deve ter ocorrido em todos os tratamentos neste período, ou seja, os indivíduos arbóreos teriam entrado numa fase de crescimento induzida por algum tipo de aumento na oferta de recursos.

Considerando que os 40 meses após o plantio se deram em 2007, e os 54 meses após o plantio se deram em 2009, acredita-se que este aumento dos ICA de biomassa entre os 40 e os 54 meses em todos os tratamentos tenha sido causado por um aumento substancial das taxas de precipitação e temperaturas médias entre 2008 e 2009, e que se deu logo após um período centralizado no ano de 2007 que teve as menores taxas de precipitação para a área em, pelo menos, 20 anos, e a menor média de temperatura mínima desde meados de 1990 (INCAPER, 2011).

Segundo Botosso & Mattos (2002), árvores de climas tropicais apresentam ritmos de crescimento determinados, principalmente, pela variação das estações secas e chuvosas. Maria (2002) obteve dados de crescimento mensais em DAP de 23 espécies arbóreas de florestas estacionais semidecíduais durante 22 meses, e Chagas et al. (2004) acompanhou o crescimento em DAP de sete espécies arbóreas da floresta estacional semidecidual mensalmente por 16 meses, e anualmente, por seis anos, e ambos concluíram que as espécies apresentavam crescimento fortemente relacionado à disponibilidade de água e aumento de temperaturas, havendo, inclusive, cessamento do crescimento durante estações secas, podendo haver até a diminuição do DAP. Também tem sido aceito para regiões semi-áridas, o paradigma de “pulso-reserva”, segundo o qual sequências de chuvas impulsionam a produção primária gerando picos de produção de biomassa vegetal. Entretanto, este fenômeno ocorre de forma diferente entre os grupos funcionais de espécies (REYNOLDS, 2004; ANDRADE, 2006).

Peixoto & Peixoto (2009) postulam que a principal causa da diminuição do crescimento são as interações com outros indivíduos, que passa a limitar o crescimento. Como indivíduos da mesma espécie ocupam o mesmo nicho, seria compreensível que a competição intraespecífica se mostrasse mais atuante na limitação do crescimento dos indivíduos dos tratamentos com menor diversidade de espécies.

Callaway & Walker (1997) afirmam que a ocorrência de competição aliada à facilitação não é incomum, pois esses processos são definidos e alterados por uma série de fatores, como idade dos indivíduos, densidade, fisiologia e stress ambiental. Valiente-Barnuet & Verdú

(2008) estudaram as interações em 102 espécies lenhosas do semi-árido no México que funcionavam como facilitadoras, e chegaram à conclusão de que, quanto menor a distância filogenética, a relação de facilitação passava a se tornar uma relação de competição com o tempo, concluindo que a competição intraespecífica era mais importante naquela comunidade.

Como houve um momento inicial de stress ambiental, as espécies que estão contidas nos tratamentos com diversidade alta e ausentes nos tratamentos com média e baixa diversidade, podem ter respondido de maneira diferenciada, interagindo de forma que influenciou em seus crescimentos. Também convém dizer que estas espécies são, em sua maioria, espécies de final de sucessão, o que pode significar que seu crescimento tenha se intensificado somente nesta fase. Também as espécies responsáveis pela maior produtividade dos tratamentos com baixa diversidade, conforme já mencionado, são em sua maioria espécies de ciclo de vida curto, as quais podem ter tanto ter chegado ao fim natural de seu ciclo, quanto terem morrido devido ao stress ambiental.

Entretanto, estas hipóteses precisam ser testadas com análises e delineamentos específicos e que fogem aos objetivos deste estudo.

A análise isolada do fator espaçamento mostrou diferença significativa, e esta diferença se manteve ao longo do período de 82 meses, como pode ser observado na Figura 9, que mostra os incrementos correntes para os dois níveis deste fator.

A variável espaçamento também apresentou um padrão de crescimento mais intensificado no período entre os 40 e 54 meses após o plantio, devido, provavelmente, aos fatores anteriormente citados (**figura 14**).

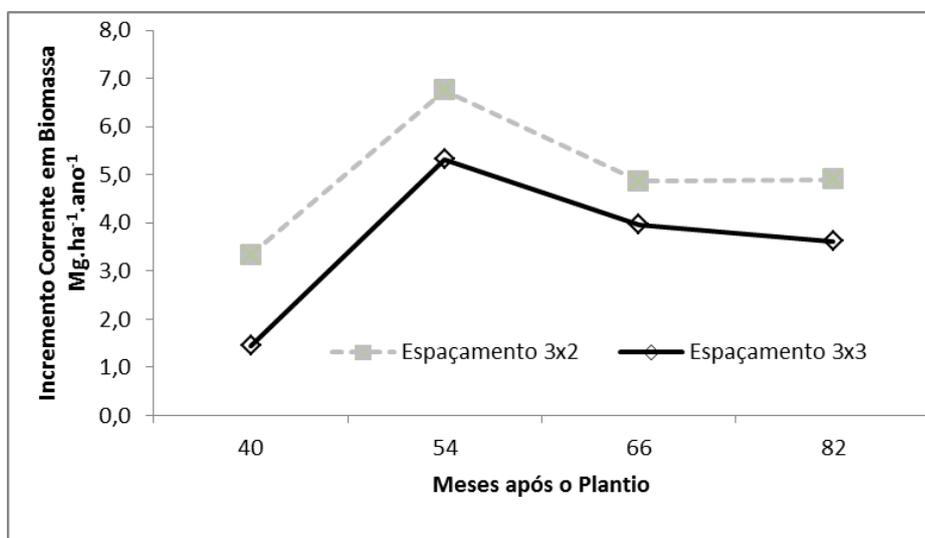


Figura 14. Incremento corrente em biomassa dos tratamentos com espaçamento 3x3 m e 3x2 m, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

Apesar das curvas de ICA de biomassa dos diferentes espaçamentos apresentarem uma tendência de manter-se sempre paralelas, o que indicaria as mesmas velocidades de crescimento nos dois casos, segundo os resultados do trabalho de Nascimento et al. (2012), que estudou o crescimento inicial de seis espécies florestais de um projeto de restauração feito com diferentes espaçamentos no Rio de Janeiro, constatou-se que as mesmas espécies apresentavam crescimento maior nos espaçamentos maiores. Como mencionado antes, no estudo de Bufo (2008), plantios com espaçamentos menores não apresentaram maior produção de biomassa, o que o autor concluiu estar relacionado ao menor crescimento dos indivíduos nestes espaçamentos devido à maior competição por luz. Já segundo um estudo feito por Max et al. (2004), que também avaliou o crescimento de 6 espécies nativas de um reflorestamento ciliar, somente uma espécie demonstrou responder significativamente ao espaçamento nos primeiros anos após o plantio, enquanto as outras espécies se mostraram indiferentes.

Dados como os citados acima poderiam ser interpretados pelo gráfico de ICA de densidade do espaçamento em função do tempo (**figura 15**). Apesar do valor médio de ICA de densidade ter iniciado maior nos tratamentos com menor espaçamento, ele se manteve constante entre os 40 e os 54 meses, enquanto os tratamentos com maior espaçamento apresentaram um crescimento acentuado do ICA de densidade. Isso não indica que o espaçamento maior teve maior recrutamento de indivíduos neste período, pois, como se pode ver, apesar de seu crescimento ter sido intenso, seu ICA permaneceu abaixo do ICA dos espaçamentos menores. Após esse período ambos os níveis de espaçamento passaram a apresentar decréscimo no ICA de densidade, sendo que o espaçamento 3X3m apresentou uma queda mais suave, enquanto no espaçamento 3X2m, a queda foi mais pronunciada. De qualquer forma, ambos os tratamentos chegaram ao mesmo valor de ICA aos 82 meses. Infere-se que quando os tratamentos tiverem recrutado todos os indivíduos plantados, apesar do número de indivíduos ser maior no espaçamento 3X2m, os indivíduos do espaçamento 3X3m irão crescer em ritmo mais acelerado. Futuras mensurações poderão ou não confirmar essas suposições.

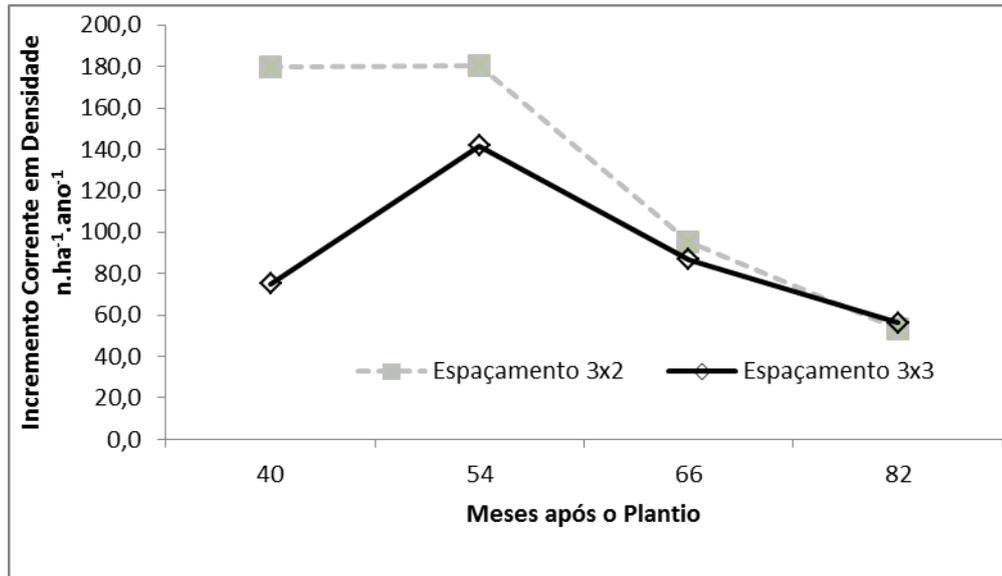


Figura 15: Incremento Corrente em Densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator espaçamento, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

Já para o fator proporção de pioneiras, o tempo parece influenciar a produção de biomassa nos diferentes níveis deste fator, de forma que o acúmulo de biomassa em plantios com apenas 5% de espécies pioneiras tende a superar o acúmulo em plantios com 24% de pioneiras, como se observa pelo comportamento do incremento corrente em biomassa para os níveis deste fator (**figura 16**).

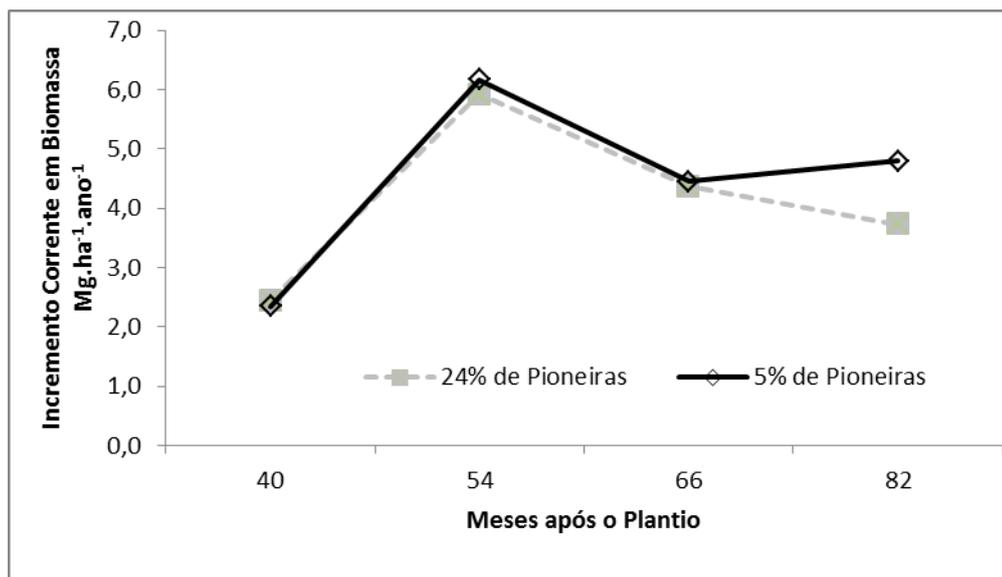


Figura 16. Incremento corrente em biomassa dos tratamentos com proporção de 24% e 5% de pioneiras, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

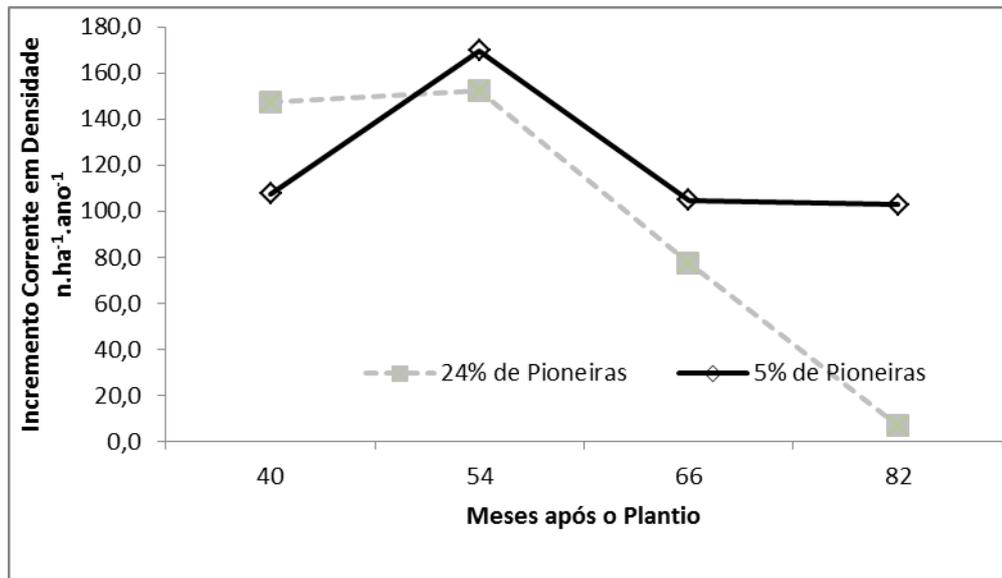


Figura 17: Incremento Corrente em Densidade, considerando a média de todas as repetições dos níveis do fator espaçamento, num experimento de restauração florestal na Reserva Natural Vale – Linhares/ES.

Para explicar estes padrões é necessário entender algumas características do comportamento das espécies de crescimento lento ou moderado. Uma delas, é que nos primeiros anos do plantio estas espécies não contribuem muito com a biomassa e, em curtos períodos, elas nem mesmo atingem a classe de 5 cm de diâmetro. Por outro lado estas espécies tendem a ser favorecidas num médio prazo, com a diminuição do nível de luz, devido ao sombreamento de outras espécies (BUDOWSKI, 1965). Embora estas espécies cresçam mais lentamente, seus ciclos de vida são mais longos, garantindo um estoque contínuo de biomassa. Além disso, uma grande vantagem de se utilizar maior diversidade nos plantios, é que se aumenta a oferta de recursos ao longo do tempo e do espaço, aumentando a probabilidade de atração de uma fauna mais diversificada, que por sua vez fará a dispersão de sementes de outras áreas, o que garante uma adição contínua de espécies para a área em restauração, que é de extrema importância para a autorenovação das mesmas (SILVA, 2003; REIS & KAGEYAMA, 2003).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os fatores testados neste estudo, espaçamento, diversidade e proporção de pioneiras, apresentaram diferentes graus de influência na produção de biomassa, sendo que o fator espaçamento foi o que se mostrou mais determinante nas diferenças observadas em crescimento e biomassa dos plantios ao longo do tempo. O espaçamento menor, 3X2m, apresentou biomassa cerca de 53% mais alta que o espaçamento 3X3m ao final de 7 anos do plantio.

A diversidade alta apresentou resultados significativamente menores em produção de biomassa. Entretanto, os resultados de ICA sugerem que os efeitos iniciais da diferença de diversidade na produção de biomassa tendem a ser minimizados pelo tempo. Uma vez que os ICA's dos plantios com diversidade alta, a partir dos 54 meses do plantio, foram muito próximos aos dos plantios com média diversidade, e chegaram a ultrapassar os dos plantios de baixa diversidade, é possível que o maior desenvolvimento dos plantios menos diversos ocorra apenas numa fase inicial.

As diferentes proporções de pioneiras não apresentaram diferenças significativas em produção de biomassa.

Por fim, retoma-se as hipóteses feitas no objetivo deste trabalho:

(Hipótese I) Corroborada. Os espaçamentos menores darão maior retorno em produção de biomassa, pelo menos em curto prazo. Entretanto esta diferença entre os retornos em produção de biomassa de plantios com diferentes espaçamentos pode desaparecer com o tempo, fato que deve ser confirmado com maiores prazos de monitoramento;

(Hipótese II) Não corroborada. Plantios com maior proporção de indivíduos de espécies pioneiras não apresentaram maior produção de biomassa, o que sugere que a proporção de pioneiras pode ser reduzida nos plantios, entretanto, de maneira alguma, estas espécies devem ser excluídas dos modelos de restauração, dada sua contribuição em outros aspectos da funcionalidade do ecossistema ou comunidades;

(Hipótese III) Corroborada. Os plantios mais diversos apresentam menor produção de biomassa do que os plantios menos diversos em curto prazo. Contudo, os dados deste trabalho são de um experimento de apenas 7 anos, portanto essa diferença pode diminuir com o tempo, fato que também deve ser confirmado através de monitoramentos posteriores;

Conclui-se o trabalho com a observação de que biomassa não é a única variável que

deve ser objeto de interesse nos projetos de restauração. A decisão de uma proposição de modelo de restauração deve levar em conta a sua possibilidade de sucesso em longo prazo, em relação à funcionalidade do ecossistema.

5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Editus, Ilhéus, 130 p, 2000.
- AMADOR, E. DA S. Depósitos relacionados à unidade inferior do Grupo Barreiras no Estado do Espírito Santo. In: Congresso Brasileiro de Geologia, 32, Salvador, **Anais...** Salvador, V.4, pp. 01-61, 1982.
- ANDRADE, A. P.; SOUZA, E. S.; SILVA, D. S.; SILVA, I. F.; LIMA, J. R. S. Produção animal no bioma caatinga - paradigmas dos "pulsos-reservas". **Anais de Simpósios da 43ª Reunião Anual da SBZ**, João Pessoa, PB, 2006.
- ATTANASIO, C. M. **Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade**. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2004.
- ATTANASIO, C.M.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. **Adequação ambiental de propriedades rurais; recuperação de áreas degradadas; restauração de matas ciliares**. Piracicaba: Esalq/LERF, 63p. (Apostila), 2006.
- BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; MACEDO, M.O.; OLIVEIRA, O.C.; RESENDE, A.S.; ALVES, B.J.R. & URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J. & CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York, Haworth, p. 305-347, 2006.
- BOTOSSO, P. C. & MATTOS, P. P. **A idade das árvores: importância e aplicação**. Documentos 75, Embrapa Florestas, 25 p, 2002.
- BOTREL, R. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; RODRIGUES, L. A; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasil. Bot.**, V.25, n.2, p.195-213, 2002.
- BRANCALION, P H; RODRIGUES. R R; GANDOLFI, S; KAGEYAMA P H; NAVE, A G; GANDARA, F B; BARBOSA, L M; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração fde florestas tropicais biodiversas. In: **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.455-470, 2010.
- BRASIL. **Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2.000**. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Brasília, DF: MMA/SBF, 32 p, 2000.
- BRASIL. **Lei nº 12651 de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: MMA/SBF, 2012.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer.** FAO Forestry Paper, No.134. Rome, Italy. 55 p., 1997.

BROWN, S.; LUGO, A. Tropical Secondary Forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, pp. 1-32, 1990.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. Distribución de las especies del bosque lluvioso tropical americano a la luz de los procesos sucesionales. **Turrialba.**, 15(1), 40-42, 1965.

BUFO, L V B. **Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamentos.** Dissertação (mestrado em Ecologia Aplicada), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 87 pag, 2008.

CALLAWAY, R. M. & WALKER, L. R. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, Vol. 78, No. 7, pp. 1958-1965, 1997.

CAMPOE, O. C. **Efeito de práticas silviculturais sobre a produtividade primária líquida de madeira, o índice de área foliar e a eficiência do uso da luz em plantios de restauração da Mata Atlântica.** Dissertação (mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 120 p, 2008.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *In: R. Bras. Ci. Solo*, 34:277-289, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, Embrapa, Informação Tecnológica, , v1, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, Embrapa, Informação Tecnológica, , v2, 2003.

CARVALHO, R.A.; VITAL, M. V. C.; COSTA, D. A; SILVA, L. C. F; VIEIRA, L. C. G.; SILVEIRA, A V. T.; LIMA-FILHO, G. F. Competição, facilitação ou teoria neutra? Um estudo das interações e de sua importância na estruturação de uma comunidade vegetal. **Rev. Biol. Neotrop.** 4(2), pp. 117-123, 2007.

CASTRO, M. P. A função social da propriedade como instrumento para o Desenvolvimento Rural Sustentável. **Revista de Direito Agrário**, 21, n. 2, p. 229 a 283, 2007.

CHAGAS, R. K.; DURIGAN, G.; CONTIERI, W.A.; SAITO, M. Crescimento diametral de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual ao longo de seis anos. *In: BÔAS, O. V. & DURIGAN, G. (orgs). Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista – Resultados da cooperação Brasil/Japão.* Instituto Florestal. Páginas e Letras, São Paulo, pp. 265-292, 2004.

COMÍN, F. A. Global perspectives for ecological restoration – the challenges of humanity in the twenty-first century and the role of ecological restoration. *In: Ecological restoration – a global change* (ed: Comín, F. A.) pp. 3-19. Cambridge University Press, Cambridge. 291 p., 2010.

CONAMA. **Resolução nº 429, de 28 de fevereiro de 2011.** Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. MMA/DF, 4 p., 2011.

DUDLEY, N; MANSOURIAN, S; VALLAURI, D. Forest landscape restoration in context. *In: Forest restoration in landscapes – beyond planting trees.* (eds: Mansourian, S; Vallauri, D; Dudley, N.) pp. 3-7. Springer, New York. 437 p., 2005.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração de áreas degradadas – uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *In: Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.471-485, 2010.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. *In: MARTINS, S. V. Ecologia de florestas tropicais do Brasil*, Ed. UFV, Viçosa, pp 185-215, 2009.

ENGEL, V. L. **Estudo Fenológico de Espécies Arbóreas de uma Floresta Tropical em Linhares - ES.** Tese (Doutorado) - Universidade de Campinas, Campinas, 137 p, 2000.

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

FEREZ, A. P. C. **Efeitos de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de sequestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica.** Dissertação (Mestrado em Ciências com área de concentração em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 104 p, 2010.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. *In: Rev. Árvore*, Viçosa-MG, v.31, n.1, p.177-185, 2007.

FONTES, M. A. L. Padrões alométricos em espécies arbóreas pioneiras tropicais. *In: Scientia Forestalis*, n. 55, p. 79-87., 1999.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. *In: Bioscience*, **31**, n. **10**. pp. 733-740, 1981.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2011. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2008 – 2010.** São Paulo, 2011.

GALINDO-LEAL, C., & CÂMARA, I. D. G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. *In*: GALINDO-LEAL, C., & CÂMARA, I. D. G. (eds) **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**, Vol. 1, Island Press, pp. 3-11, 2003.

GARAY, I.; KINDEL, A; LOUZADA, A. A.P.; SANTOS, R. D. Diversidade funcional dos solos da Floresta Atlântica de Tabuleiros. *In*: GARAY, I; RIZZINI, C M (orgs) **A Floresta Atlântica de Tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arbórea**. Ed Vozes, Petrópolis, pp. 16-26, 2004.

GONÇALVES, C. W. P. **Os (des)caminhos do meio ambiente**. São Paulo: Contexto. 148P, 1990.

GUEDES, M. L. S., BATISTA, M. A., RAMALHO, M., FREITAS, H. M. B., SILVA. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. *In*: FRANKE, C. R.; ROCHA, P. L. B.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. (orgs). **Mata Atlântica e biodiversidade**. EDUFBA, Salvador, pp. 39-92, 2005.

HARRIS, J. A.; HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; ARONSON, J. Ecological restoration and global climate change. *In*: **Restoration Ecology**, Vol. 14, No. 2, pp. 170–176, 2006.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; PINTO, A. C. M.; SILVA, R. P.; ROCHA, R. M.; TRIBUZI, E. S. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *In*: **Floresta**, 34, Curitiba, pp. 295-304, 2004.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira** (IBGE, ed.), Rio de Janeiro. Disponível em: ftp://geofpt.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf. Acesso em 08/11/2012.

INCAPER. **Dados médios da série histórica da estação meteorológica localizada no município de Sooretama – ES**. Disponível em: http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/?pagina=sooretama_sh. Acesso em 25/01/2013.

IPCC. **An introduction to simple climate models used in the IPCC second assessment report**. ISBN 92-9169-101-1, OMM/WMO - PNUE/UNEP, 47 pg, 1997.

JACKSON, T. & HOBBS, R. J. Ecological Restoration in the Light of Ecological History. *In*: **Science**, vol 325, pp. 567-569, 2009.

JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Fitossociologia da floresta atlântica de tabuleiro. **Boletim Técnico SIF**, v.20, p.1-155, 2005.

JONG, B H J. O potencial do sequestro de carbono mediante práticas de manejo sustentável no México. *In*: **As florestas produtivas nos neotrópicos – conservação por meio do manejo sustentável?** (ZARIN, D J; ALAVALAPATI, J R R; PUTZ, F E; SCHMINK, M - orgs). IEB, Ed. Peirópolis, São Paulo, pp 305 – 328, 2005.

KAGEYAMA, P. Y; GANDARA, F. Recuperação de áreas ciliares. *In*: **Matas ciliares:**

conservação e recuperação, R. R. Rodrigues & H. F. Leitão Filho (eds.). São Paulo: EDUSP, pp. 249-269, 2000.

KAGEYAMA, P; GANDARA, F B; OLIVEIRA, R E. Biodiversidade e Restauração da Floresta Tropical. In: **Restauração ecológica de ecossistemas naturais** (KAGEYAMA, P Y; OLIVEIRA, R E; MORAES, L F D; ENGEL, V L; GANDARA, F B.) FEPAF, Botucatu, SP, pp 27-48, 2003.

KING, D. A. Allometry and life history of tropical trees. In: **Journal of Tropical Ecology**, Vol. 12, No. 1. pp. 25-44, 1996.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, J. P. G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, Editora Plantarum 352p., v. 1, 1992.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, Editora Plantarum 352p., v. 2, 1992.

MARIA, V. R. B. **Estudo da periodicidade do crescimento, fenologia e relação com a atividade cambial de florestas arbóreas tropicais de Florestas Estacionais Semidecíduais**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 126 p, 2002.

MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V.; WALTER, B. M. T.; PROENÇA, C. E. B.; VIVALDI, L. J. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. **Revista Brasil. Bot.**, V.34, n.1, p.73-90, 2011.

MARTINS, C. R., LEITE, L. L., & HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, 28(5), pp. 739-747, 2004.

MARTINS, S. V. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (ed) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. UFV, Viçosa, pp. 17-40, 2012.

MAX, J. C. M.; MELO, A.C. G.; FARIA, H. H. Comportamento de seis espécies nativas de dois grupos ecológicos plantadas em diferentes espaçamentos em reflorestamento ciliar. In: BÔAS, O. V. & DURIGAN, G. (orgs). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista – Resultados da cooperação Brasil/Japão**. Instituto Florestal. Páginas e Letras, São Paulo, pp. 385-396, 2004.

MAY, P H; MILLIKAN, B; GEBARA, M F. **O contexto de REDD+ no Brasil – determinantes, atores e instituições**. Publicação ocasional 62, CIFOR, Bogor Indonésia, 73 p., 2011.

MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *In: Scientia Forestalis*, n. 71, p. 149-154, 2006.

MENEZES, L. F. T. ; ARAUJO, D. S. D. . Variação da biomassa aérea de *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze (Arecaceae) em uma comunidade arbustiva de *Palmae* na restinga de Marambaia, RJ. **Revista Brasileira de Biologia** (Impresso. (Cessou em 2001). Cont. ISSN 1519-6984 Brazilian Journal of Biology), São Paulo, v. 60, n.1, p. 147-157, 2000.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E DA TECNOLOGIA. **Primeiro relatório brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa – relatórios de referência – emissões e remoções de dióxido de carbono por conversão de florestas e abandono de terras cultivadas**, MCT, 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Convenção sobre Diversidade Biológica - Cópia do Decreto Legislativo no. 2, de 5 de junho de 1992**. MMA, Brasília. 30 p., 2000. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_dpg/arquivos/cdbport.pdf. Acesso em 06/09/2012.

MORAES, J. L. A. Pagamento por serviços Ambientais (PSA) como instrumento de política de desenvolvimento sustentável dos territórios rurais - o projeto Protetor Das Águas de Vera Cruz, RS. *In: Sustentabilidade em Debate* - Brasília, v. 3, n. 1, p. 43-56, 2012.

MORAN, E. F. **Meio ambiente e florestas**. Carlos Szlack (tradutor), Série Meio Ambiente, 11, Ed. Senac São Paulo, São Paulo, SP. 225 p, 2010.

MORENO, M. I. C. & SCHIVIANI, I. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). **Revta brasil. Bot.**, São Paulo, V.24, n.4 (suplemento), p.537-544, 2001.

NAKAZONO, E. M.; COSTA, M. C.; FUTATSUGI, K. PAULILO, M. T. S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. Em diferentes regimes de luz. **Revista Brasil Botânica**, 24:173-179, 2001.

NASCIMENTO, D. F., LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N.; MOREIRA, R. T. S.; ALONSO, J. M. Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 159-165, 2012

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a Degraded Amazonian Landscape: Forest Recovery and Agricultural Restoration. **Ambio**, 20(6):248-255, 1991.

NUNES, F. C.; SILVA, E. F.; VILAS BOAS, G. S. Grupo Barreiras - características, gênese e evidências de neotectonismo. Dados eletrônicos, Embrapa Solos, 31 p. In: **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, Embrapa Solos, n. 194, 2011.

NUNES, S. S. S. **Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de florestas secundárias em Paragominas, Pará**. Dissertação (Mestrado em Ciências, do programa de Recursos Florestais). Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 126 f., 2011.

OLIVEIRA, A.P. **Pedogênese de espodosolos em ambientes da formação barreiras e de restingas do sul da Bahia**. Dissertação (mestrado em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa - UFV, Viçosa, 102 f, 2007.

OLIVEIRA, R. E. **O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 241 f. , 2011.

PALMER, M. A.; FALK, D. A.; ZEDLER, J. B. Ecological theory and restoration ecology. *In: Foundations of restoration ecology* (Eds: Falk, D. A; Palmer, M. A.; Zedler, J. B.) pp 1-10. Island Press, Washington, 364 p, 2006.

PARKER, V.T. & PICKETT, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: Implications of the modern ecological paradigm. *In: Urbanska, K.M.; Webb, N.R. and Edwards, P.J. (Eds.). Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp.17-32, 1999.

PASSAMANI, M., & MENDES, S. L. **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**, Ipema, 2007.

PEIXOTO, A. L.; ROSA, M. M. T.; JOELS, L. C. M. Diagramas de perfil e de cobertura de um trecho da Floresta de Tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *In: Acta bot. bras.* 9(2), pp. 177-192, 1995.

PEIXOTO, A.L.; SILVA, I.M. ; PEREIRA, O. J. ;SIMONELLI, M.; JESUS, R.M.; ROLIM, S. G. Tableland Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Linhares Forest Reserve, Espirito Santo State, Brazil. *In: Thomas, Wm. Wayt. (Org.). The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. New York: NYBG, v. 100, p. 369-372, 2008.

PEIXOTO, C. P. & PEIXOTO, M. F. S. P. Dinâmica do crescimento vegetal: princípios básicos. *In: CARVALHO, C. A. L.; DANTAS, A. C. V. L.; PEREIRA, F. A.C.; SOARES, A.C.F.; MELO FILHO, J.F.; OLIVEIRA, G. J. C. (orgs). Tópicos em Ciências Agrárias*, vol 1, UFRB, pp. 37-54, 2009.

PICKETT, S.T.A. & OSTEFELD, R.S. The Shifting Paradigm in Ecology. *In: Knight, R.L. and Bates, S.F.(ed.) A New Century for Natural Resources Management*. Island Press, Washington, D.C., pp. 261-295, 1992.

PIENAAR, L. V.; TURNBULL, K. J. The Chapman-Richards generalization of von Bertalanffy's growth model for basal area growth and yield in even-aged stands. *Forest Science*, Bethesda, v. 19, p. 2-22, 1973.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M; LOPES, L.; BLOOMFIELD, V. K. Análise do desenvolvimento de espécies arbóreas da Mata Atlântica em sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encosta, no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ). *In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas*, 4. Ouro Preto, 1997.

Anais, Universidade Federal de Viçosa, Sobrade, pp. 283-291.

PORTES, M. T.; ALVES, T. H.; SOUZA, G. M. Water deficit affects photosynthetic induction in *Bauhinia forficata* Link (Fabaceae) and *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Rutaceae) growing in understorey and gap conditions. **Braz. J. Plant Physiol.**, 18(4):491-502, 2007.

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

RAVEN, P. H. Nossas decrescentes florestas tropicais. In: **Biodiversidade**. (ed. Wilson, E. O.) pp. 153-157 Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 657P, 1997.

RAVEN, P. H.; EVERT, P. H.; EICHBORN, S. E. **Biologia Vegetal**. Guanabara Koogna, Rio de Janeiro, 830 p, 2007.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: **Restauração ecológica de ecossistemas naturais** (KAGEYAMA, P Y; OLIVEIRA, R E; MORAES, L F D; ENGEL, V L; GANDARA, F B.) FEPAF, Botucatu, SP, pp 91-110, 2003.

REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: Fundação Cargill. (Org.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. 1 ed. São Paulo: Fundação Cargill, v. 01, p. 29-55, 2007.

REYNOLDS, J. F.; KEMP, P. F.; OGLE, K.; FERNÁNDES, R. J. Modifying the "pulse-reserve" paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water and plant responses. **Oecologia**, 141, pp. 194 – 210, 2004.

RODRIGUES, E.R.; MONTEIRO, R. & CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.5, p.853-861, 2010

RODRIGUES, R R; GANDOLFI, S; NAVE, A G; ATTANASIO, C M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. In: **Pesq. Flor. bras.**, Colombo, n.55, p. 7-21, 2007.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISEMHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F. (org.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. EDUSP/FAPESP 3 ed., p.235-247, 2004.

ROLIM, S. G., IVANAUSCAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NASCIMENTO, M. T.; GOMES, J. M. L.; FOLLI, D. A.; COUTO, H. T. Z. Composição Florística do estrato arbóreo da Floresta Estacional Semidecidual na Planície Aluvial do rio Doce, Linhares, ES, Brasil. In: **Acta bot. Bras.** 20(3): 549-561, 2006.

ROLIM, S. G.; JESUS, R.M. Estocagem de biomassa aos 40 meses em diferentes modelos de restauração da mata atlântica. In: Jesus, R.M. Rolim, S.G. (Org.). **Recuperação de Áreas Degradadas: Práticas da Vale**. 1 ed. Rio de Janeiro: Movimento Artes Gráficas Ltda, v. 1, p. 133-154, 2010.

SAPORETTI JUNIOR, A. W.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOUZA, A. L., SOARES, M. P.; ARAÚJO, D.S.D.; MEIRA NETO, J. A. A. Influence of soil physical properties on plants of the Mussununga Ecosystem, Brazil. **Folia Geobotanica**, 47(1), pp. 29-39, 2011.

SCALON, S. P. Q.; ALVARENGA, A. A. Efeito do sombreamento sobre a formação de mudas de pau-pereira (*Playcyamus regnellii* Benth.). **Revista Árvore** 17:65-270, 1993.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (SMA). **Resolução 8, de 7 de março de 2007**. Disponível em: <www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucao/2007_res_est_sma_08.pdf>. Acesso em: 20/12/2012.

SERVIN, C. M. I. **Caracterização ecofisiológica de espécies nativas da Mata Atlântica sob dois níveis de estresse induzidos pelo manejo florestal em área de restauração florestal no Estado de São Paulo**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais, opção em Conservação de Ecossistemas Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 94 p, 2007.

SHIMAMOTO, C. Y. **Estimativa do crescimento e acúmulo de biomassa em espécies arbóreas, como subsídio a projetos de restauração da Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

SILVER, W.L.; KUEPPERS, L. M.; LUGO, A. E.; OSTERTAG, R.; MATZEC, V. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. **Ecological Applications**, 14(4), pp. 1115–1127, 2004.

SILVA, R. P. **Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus, AM**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais Tropicais), INPA/UFAM, Manaus, 152 p, 2007.

SILVA W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, p. 77-90, 2003

SIMONELLI, M. Diversidade e conservação das Florestas de Tabuleiro no Espírito Santo. In: MENEZES, L. F. T., PIRES, F. R., PEREIRA, O. J. (Orgs). **Ecossistemas costeiros do Espírito Santo: conservação e restauração**. Edufes, Vitória, 300 p, 2007.

SOUZA, F. M. & BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**

191, pp. 185–200, 2004.

SOUZA, L. C. **Efeito do espaçamento no estabelecimento de florestas ciliares.** (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras (MG), 97p., 2002.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, pp. 239-250, 1999.

TAYLOR, D. R., AARSSSEN, L. W., & LOEHLE, C. On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: a new habitat templet for plant life history strategies. **Oikos**, pp. 239-250, 1990.

TOLEDO, P. E. N. & MATTOS, Z. P. B. Aspectos econômicos da questão de restauração de áreas degradadas. *In: Restauração ecológica de ecossistemas naturais* (KAGEYAMA, P Y; OLIVEIRA, R E; MORAES, L F D; ENGEL, V L; GANDARA, F B.) FEPAF, Botucatu, SP, pp 205-237., 2003.

TONHASCA JR., A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica.** Ed. Interciência, Rio de Janeiro, 197 p. 2005.

TRES, D. R. Tendências da restauração ecológica baseada na Nucleação. *In: MARIATH, J. E. A., SANTOS, R. P. (org.). Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética: Conferências, Plenárias e Simpósios do 57º Congresso de Botânica.* Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil. 752P, 2006

TROPPEMAIR, H. **Biogeografia e meio ambiente.** 8 ed. Divisa, Rio Claro, SP. 227 p, 2008.

VALIENTE-BARNUET, A & VERDÚ, M. Temporal shifts from facilitation to competition occur between closely related taxa. **Journal of Ecology**, 96, pp. 489–494, 2008.

VANDERMEER, J.; MALLONA, M.A.; BOUCHER, D.; YIH, K.; PERFECTO, I. Three years of ingrowth following catastrophic hurricane damage on the Caribbean coast of Nicaragua: evidence in support of the direct regeneration hypothesis. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, pp. 465-471, 1995.

VIANA, V. M. & PINHEIRO, L. A. F. V. . Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *In: Série Técnica IPEF*, 12(32), pp. 25-42, 1998.

VELOSO, H. P., RANGEL FILHO, A. L. R., & LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VIEIRA, S. A. et al . Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *In: Biota Neotrop.*, Campinas, v. 8, n. 2, 2008 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032008000200001&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 20/07/2013.

VINCENS, R. S.; AGAREZ, F.V.; GARAY, I. A região da REBIO Sooretama e da Reserva de Linhares e seu entorno – das características físico-geográficas ao uso da terra. In: GARAY, I; RIZZINI, C M (orgs) **A Floresta Atlântica de Tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arbórea**. Ed Vozes, Petrópolis, pp. 7-15, 2004.

VON ENDE, C. N. Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. In: Schneider, S.M. e J. Gurevitch (eds.), **Design and Analysis of Ecological Experiments**. Chapman & Hall, Londres, pp. 113-137, 1993.

YU, C. M. **Sequestro florestal de carbono no Brasil: dimensões políticas, econômicas e ecológicas**. São Paulo, Annablume, IEB, 280 p., 2004.

ZAR J. H. **Biostatistical Analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 662 p., 1999.

ZEDLER, J.B. & CALAWAY, J.C. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? In: **Restoration Ecology** 7(1), pp. 69-73, 1999.