Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Alternativas para restauração florestal de pastagens

Allan Camatta Mônico

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2019

Allan Camatta Mônico
Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas

Alternativas para restauração florestal de pastagens

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIUS GANDOLFI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Mônico, Allan Camatta

Alternativas para restauração florestal de pastagens / Allan Camatta Mônico. – – versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019 .

180 p.

Tese (Doutorado) – – USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Ecologia florestal 2. Restauração florestal de pastagens tropiais 3. Manejo da regeneração natural 4. Plantio de mudas I. Título

Dedico, à Deus, minha avó Ozília (*in memoriam*),
meus pais e aqueles que verdadeiramente
amam conservar e restaurar florestas!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus, por toda luz e força na realização desse sonho e em cada passo de minha vida.

Aos meus pais, pelo amor, exemplo e eterno incentivo à educação. Uma vida em contato constante e íntimo com a natureza, diante de todas as minhas aventuras, se materializa nessa tese apoiada por vocês!

À minha avó Ozília (*in memoriam*), por sonhar que eu aprendesse a manipular bem uma calculadora.

Ao meu amigo e orientador Prof. Sergius Gandolfi pela paciência, amizade, ensinamentos e eternas discussões.

Aos meus queridos incentivadores da profissão e carreira acadêmica ainda na graduação, Prof. Dr. Felipe Zamborlini Saiter e Profª. Drª. Selma Hebling.

À Luana Morello Barcellos, pelo companheirismo e apoio.

Ao "Centro Avançado de Pesquisa Bovinos de Corte do Instituto de Zootecnia de São Paulo, Sertãozinho, SP", de forma especial à diretora Drª. Joslaine Noely dos Santos Gonçalves Cirillo por ter aceitado prontamente a instalação do projeto de pesquisa no IZ e apoiado sua realização. Também agradeço à pesquisadora Maria Lucia Pereira Lima por toda atenção e ajuda dada na realização das atividades de campo no IZ.

À todos os funcionários e amigos do IZ que em algum momento contribuíram para as atividades de campo. Agradeço especialmente ao Leu pela paciência e ajuda dedicada a mim e ao experimento. Também agradeço à Estela, que sempre cuidou de mim como um filho. Agradeço de coração à toda equipe IZ.

Aos meus "braços direitos" oficiais em campo: Renan, Wallacy, Welbert, Diego e principalmente ao Caio. Sem o suor e dedicação de vocês esse trabalho não seria possível. Meu muito obrigado.

À todos colaboradores e estagiários que participaram das atividades em laboratório e campo: Fausto, Jão Pedro, Kiss, Gabriel, Jean, Nataniele, Olivia, Thayana, Janaína, Bruno, Anani, Thomas, Louise, Thamyres, Raíssa, Reinaldo, Sergio, Mônica, Josimar.

À banca do exame de qualificação Drª. Débora Rother, Drª. Paula Meli e Prof. Dr. Ricardo Viani pelas críticas construtivas que fizeram ao trabalho.

À banca da defesa do doutorado: Profª. Drª. Vera Lex Engel, Dr. Daniel Luis Mascia Vieira e Prof. Dr. Flavio Bertin Gandara Mendes. Obrigado pela pronta solicitude e dedicação.

Ao Instituto Brasileiro de Análises – IBRA no apoio pela realização gratuita das análises químicas e texturais dos solos.

Ao Instituto Terra pela doação de mudas e sementes para a realização do experimento.

Aos esforços e pronto atendimento dos coletores de sementes Zé Severino, Carlos Tomé (Nativus sementes), Carlos Eduardo Bittencourt (Flora Tambaú) e Hélio (*in memoriam*).

Ao viveiro Bioflora pelo empréstimo da motocoveadeira. De forma especial ao proprietário Dr. André Nave pelas dicas na concepção do projeto de pesquisa.

Ao Prof. Dr. Miguel Cooper e ao técnico de laboratório Rossi pelo auxílio nas análises de densidade e umidade de solo.

Ao Prof. Dr. José Leonardo Gonçalves pelas discussões sobre os solos das áreas e dicas de bibliografia. Também agradeço imensamente ao Sabino pela paciência e amizade, apoiando com os equipamentos e empréstimo dos canteiros.

Ao Luis da Inovar Topografia e Geodésia, pela parceria para coleta de pontos com GPS.

Ao Jose Waldemir Tomazini, da Usina São Francisco, que gentilmente cedeu os dados de precipitação.

Ao amigo Raul Marcilio Modenezi e seu pai, pelo apoio na compra de insumos.

Ao amigo Marcel Pinton de Camargo, por todo apoio com os voos com drone.

À Maria Andréia Moreno, do Lastrop, pelos contatos com os ajudantes e empréstimo dos germinadores.

À Prof. Dra. Ana D. L. Coelho Novembre e à Helena Pescarin Chamma, pela ajuda com as análises das sementes.

Aos companheiros de república durante o doutorado: Fábio, Luis, Rodrigo, Beiça, Josimar e Alexandre.

À minha segunda família Ronaldo, Martinha, Pedro e Bruni pela acolhida e amizade nesses 10 anos de Piracicaba.

Aos amigos especiais da família Lerf: Cris, Bel, Laíne, Leandro, Renato, Nino, Jeanne, Maria, Thaís Diniz, Thais Haddad, Cinthia, Michel, Ana Paula, Sergio, Vilinha, Rafa, Júlia Mangueira, Julia Barbosa, Tati, Kiss, Anani, Marininha, Mari, Débora e os que agora me fogem à memória. De forma especial agradeço ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues por ter me permitido mergulhar no mundo da restauração durante o estágio da graduação no LERF/ESALQ/USP.

Agradeço de forma especial aos amigos lerfianos pelas forças dadas na identificação de plantas (Ana Paula), confecção do mapa (Cris), revisão dos resumos em inglês (Nino), análises estatística do Capítulo 1 (Rafa), curva de dominância-diversidade (Débora).

Ao Pequeno, pela paciência e disposição na ajuda com as análises estatísticas.

Aos técnicos do Lerf Flávio, Vande e principalmente ao Xicão, por todo apoio na logística de implantação do experimento.

À Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz" e ao "Programa de Recursos Florestais" por me permitirem cursar o doutorado. Em especial à querida Gi, por todo carinho, atenção e ajuda fornecida durante todo o período do curso. Valeu Gi.

À Drª. Claudia Mira Attanasio pela atenção e apoio com o temático.

Ao Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), pela bolsa de estudos concedida no início do curso (#140968/2016-4).

Ao Fundo de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo suporte com a bolsa de estudos (#2016/16242-1) e através do Projeto Temático (#2013/50718-5).

Por fim agradeço a todos que de alguma forma se envolveram com este estudo e contribuíram com a realização do mesmo, mas a memória não me permite recordar. Meu muito obrigado!

EPÍGRAFE

As nossas preces são atendidas,
não quando recebemos o que pedimos,
mas quando somos desafiados a sermos,
o que somos capazes de ser,
em um caminho certo,
de um viver feliz...
(Vovó Ozília, *in memoriam*)

SUMÁRIO

RESUMO **9**

ABSTRACT **10**

1. INTRODUÇÃO **11**

1.1. INTRODUÇÃO GERAL 11
1.2. METODOLOGIA 16
1.2.1. Área de estudo 16
1.2.2. Delineamento experimental 18

REFERÊNCIAS **24**

2. O EFEITO DO MANEJO DA REGENERAÇÃO NATURAL NA ESTRUTURAÇÃO FLORESTAL DE PASTAGENS **35**

RESUMO **35**

ABSTRACT **36**

2.1. INTRODUÇÃO 36
2.2. MATERIAL E MÉTODOS 43
2.2.1. Tratamentos utilizados 43
2.2.2. Coleta dos dados 45
2.2.2.1. Regeneração natural 45
2.2.2.2. Análise química e textural dos solos 46
2.2.2.3. Avaliação da densidade aparente dos solos 46
2.2.2.4. Análises químicas foliares 47
2.2.2.5. Avaliação dos bancos de sementes dos solos sob as pastagens 47
2.2.3. Análise dos dados 48
2.3. RESULTADOS 50
2.3.1. Caracterização química e física do solo 50
2.3.2. Caracterização do banco de sementes 51
2.3.3. Caracterização das comunidades regenerantes 54
2.3.4. Efeito do manejo na regeneração natural 56
2.4. DISCUSSÃO 61
2.4.1. Os solos das pastagens estudadas 61
2.4.2. Os bancos de sementes das pastagens do IZ 64
2.4.3. As comunidades regenerantes encontradas no estudo 65
2.4.4. Efeito do manejo da regeneração natural 67
2.5. CONCLUSÕES 72

REFERÊNCIAS **73**

3. O EFEITO DO PLANTIO DE ESPÉCIES PIONEIRAS NA ESTRUTURAÇÃO FLORESTAL EM PASTAGENS COM REGENERAÇÃO NATURAL **85**

RESUMO **85**

ABSTRACT **85**

3.1. INTRODUÇÃO 86
3.2. MATERIAL E MÉTODOS 89
3.2.1. Tratamentos utilizados 89
3.2.2. Coleta de dados 91
3.2.3. Análise dos dados 91
RESULTADOS 93
3.2.4. Caracterização das comunidades formadas 93
Desempenho das espécies plantadas 95
3.2.5. Efeito do plantio de baixa diversidade (T. micrantha e C. myrianthum) e da fertilização 95
3.2.6. Efeito da fertilização nas comunidades regenerantes entre os plantios de baixa diversidade de T. micrantha e C. myrianthum 101

3.3. DISCUSSÃO 104
3.3.1. Estruturação de comunidades florestais em pastagens comparando os métodos de plantio com apenas duas espécies de recobrimento e fertilização da regeneração e o de manejo intensivo da regeneração natural 104
3.3.2. Resposta à fertilização das comunidades regenerantes sob plantios de recobrimento de T. micrantha e C. myrianthum 106
3.3.3. Plantios com T. micrantha e C. myrianthum na estruturação do dossel florestal 108
3.4. CONCLUSÕES 111

REFERÊNCIAS 112

4. O EFEITO DE DOSSÉIS DE MAMONA (*RICINUS COMMUNIS* L.) NA ESTRUTURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS EM PASTAGENS 121

RESUMO 121

ABSTRACT 121

4.1. INTRODUÇÃO 122
4.2. MATERIAL E MÉTODOS 124
4.2.1. Tratamentos utilizados 124
4.2.2. Coleta de dados 128
4.2.3. Análise dos dados 130
4.3. RESULTADOS 131
4.3.1. Caracterização da mamona (Ricinus communis L.) para uso em restauração 131
4.3.2. Efeito dos dosséis transitórios nos plantios de espécies nativas 138
4.4. DISCUSSÃO 140
4.4.1. Formação de dosséis transitórios de mamona (Ricinus communis L.) 140
4.4.2. Efeito dos dosséis transitórios de mamonas na sobrevivência e crescimento dos indivíduos de espécies arbóreas plantados entre e sob as faixas de mamona 144
4.5. CONCLUSÕES 147

REFERÊNCIAS 148

5. CONDISERAÇÕES FINAIS - COMPARAÇÃO ENTRE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES FLORESTAIS EM PASTAGENS 153

6. PARA ALÉM DA TESE 159

6.1. Método de plantio de recobrimento e diversidade em área total *versus* método de condução da regeneração natural 159
6.2. Uso de drone no monitoramento de áreas em processo de restauração em pastagens 167

REFERÊNCIAS 171

ANEXOS 174

RESUMO

Alternativas para Restauração Florestal de Pastagens

As áreas degradas têm crescido no mundo e no Brasil, necessitando de métodos de restauração ecológica eficientes e com baixo custo que permitam a rápida reconstrução das florestas tropicais. A pecuária é a atividade agrícola de maior impacto na geração de áreas degradadas e o Brasil detém atualmente o maior rebanho bovino do mundo. As pastagens, em sua maioria, são degradadas e possuem baixo nível tecnológico, resultando em baixas produtividades para o setor. Por isso objetivo do estudo foi testar diferentes estratégias de restauração na estruturação de comunidades florestais tropicais em pastagens abandonadas vizinhas a fragmentos de Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual-FES). Para isso foram instalados 12 tratamentos repetidos quatro vezes, com parcelas de 600 m² (12x50m), totalizando 2,88 ha no Instituto de Zootecnia de São Paulo, em Sertãozinho, SP. O Instituto foi escolhido por estar estrategicamente localizado em uma região altamente fragmentada e ter histórico de uso intensivo do solo, realidade de boa parte das pastagens do Brasil. A tese foi estruturada em três partes principais. A primeira comparou as comunidades resultantes dos tratamentos com sucessão secundária e condução da regeneração com diferentes níveis de manejo para controle das gramíneas e fertilização do solo. Previamente foram avaliados os solos, que se apresentaram férteis e compactados, e os bancos de sementes, que demonstraram alta dominância de arbustos e gramíneas e distribuição heterogênea de espécies arbóreas. A avaliação da regeneração demonstrou que o melhor tratamento foi o que recebeu aplicação de herbicida e fertilização, e o pior foi o Controle que parece estar com a sucessão estagnada ou muito lenta. Quanto maior e mais intenso o manejo da regeneração, maiores foram os resultados obtidos para a densidade de indivíduos, altura e área de copa das comunidades, contudo nenhum tratamento alcançou estruturar um dossel florestal em 32 meses de monitoramento. No segundo estudo foram comparados o tratamento com o melhor manejo da regeneração com 32 meses, com outros dois que receberam plantios de apenas duas espécies pioneiras de recobrimento, com e sem fertilização da regeneração, sobre áreas que estavam com a regeneração sendo manejada. Em apenas 20 meses os plantios criaram uma estrutura florestal com maior cobertura e registraram maior densidade de indivíduos e diversidade de espécies de estágios finais da sucessão. Não houve resposta da fertilização do solo na regeneração sob os plantios. O terceiro capítulo da tese testou a semeadura de mamona (*Ricinus communis* L.) para construção de dosséis transitórios, enriquecidos ou não com espécies secundárias iniciais, entre linhas de plantios de espécies de recobrimento. Esses dosséis tinham como objetivo controlar as gramíneas e favorecer a sobrevivência e crescimento dos indivíduos plantados. Os resultados demonstraram um controle efetivo das gramíneas e redução na mortalidade de espécies secundárias iniciais sob as copas dos dosséis de mamona. Ao final da tese os 12 tratamentos são comparados quanto à eficiência ecológica e custos, concluindo que quanto mais intensivos os manejos adotados, aumentando a previsibilidade das comunidades formadas e o sucesso da restauração, maiores os custos diretos. De forma adicional foram apresentados mais dois itens com aprendizagens obtidas com o desenvolvimento da tese. Esse estudo foi importante por apresentar diversas estratégias de restauração para pastagens próximas a remanescentes florestais em contexto de matriz fragmentada e solos que tiveram uso intensivo, apresentando alta representatividade na faixa de FES que se estende pela região central do Brasil. Os resultados obtidos podem auxiliar pequenos e grandes proprietários rurais, tomadores de decisão, formuladores de políticas públicas e todos os envolvidos na cadeia de restauração ecológica em relação a como se estruturar com eficiência ecológica e custos mais reduzidos comunidades florestais biodiversas e sustentáveis em pastagens abandonadas.

Palavras-chave: Pastagens abandonadas; Floresta estacional semidecidual; Restauração ecológica; Manejo da regeneração natural, Plantios de mudas

ABSTRACT

Altertanives of Forest Restoration of Pastures

The extension of degraded areas has grown in Brazil and in the world, raising the need for efficient and low-cost ecological restoration methods that allow the rapid reconstruction of tropical forests. Livestock farming is the agricultural activity of greatest impact generating degraded areas and Brazil currently has the largest cattle herd in the world. Most pastures are degraded and have a low level of technification, resulting in low productivity for the sector. Therefore, the objective of this study was to test different restoration strategies for the structuring of tropical forest communities in abandoned pastures adjacent to fragments of Atlantic Forest (Semideciduous Seasonal Forest - SSF). We deployed 12 treatments and four repetitions, in plots of 600 m² (12x50m), 2.88 ha total at the São Paulo Zootechny Institute, in Sertãozinho, SP, Brazil. The Institute was chosen because it is strategically located in a highly fragmented region and has a history of intensive land use, which is the reality of most of Brazil's pastureland. The thesis was structured in three main parts. The first one compared communities resulting from secondary succession to communities resulting from assisted natural regeneration after the application of different management intensities of grass control and soil fertilization. The soils were evaluated previously and found them to be fertile and compacted, and the seedbanks showed high dominance of shrubs and grasses with a heterogeneous distribution of tree species. Natural regeneration evaluation revealed that the best treatment was the application of herbicide plus fertilization, and the worst was the control treatment, that lead to a stagnated secondary succession or to very slowly changes. The higher and more intense the management of natural regeneration, the greater the results obtained regarding density, height and crown area. However, no treatment managed to structure a forest canopy within 32 months. In the second study, the treatment with the best results at the age 32 months was compared with two other treatments in areas were regeneration was being managed; both received plantations of two pioneer species, one was fertilized and the other was not. In only 20 months, the plantations created a forest structure with greater canopy cover, higher density and diversity of species common to the final stages of succession. Soil fertilization had no influence over natural regeneration under the plantations. The third chapter of the thesis tested the sowing of castor bean (*Ricinus communis* L.) between planting lines of fast-growing wide-canopy native species aiming the construction of transient canopies, enriched or not by the plantation of early-secondary seedlings. These canopies should control grasses and favor the survival and growth of planted individuals growing underneath. The results demonstrated an effective control of grasses and a reduction in the mortality of early-secondary species under the canopy; although more studies are needed to improve the technique. At the end of the thesis, the 12 treatments were compared in terms of ecological efficiency and costs, concluding that the more intensive the management adopted, increasing the predictability of the resulting communities and restoration success, the greater the direct costs. In addition, two other items were presented as lessons learned during the development of the thesis. This study was important because it presented several restoration strategies for pastures close to remnant forests in a fragmented matrix on intensively used soils, highly representative of SSF, that extends through the central region of Brazil. The results obtained can help small and large landowners, decision makers, policymakers and all of those involved in the ecological restoration value chain regarding how to structure ecologically and cost-effectively sustainable and biodiverse forest communities over abandoned pastures.

Keywords: Abandoned pastures; Seasonal semidecidual forest; Ecological restoration; Natural regeneration management; Seedling planting

1. INTRODUÇÃO

1.1. Introdução Geral

Algumas projeções têm indicado que a população humana alcançará 9,1 bilhões de pessoas até 2050 (FAO, 2011), necessitando aumentar a produção de alimentos em até 50% (THE ROYAL SOCIETY, 2009). Com isso a demanda por recursos e as atividades humanas têm resultado no comprometimento das florestas naturais, criando paisagens dominadas pela pecuária, pela agricultura e pelo desenvolvimento de grandes centros urbanos (BRADSHAW et al., 2010; FAO, 2016; ARROYO RODRIGUES et al., 2017; CURTIS et al., 2018; ROZENDAAL et al., 2019). Essas transformações têm fortes impactos globais na perda de biodiversidade (OSLON et al., 2001; LAURANCE, 2009; MITTERMEIER et al., 2011; JOLY et al., 2014; PIMM et al., 2014); nas alterações climáticas e ciclo do carbono (BEER et al., 2010; POORTER et al., 2016; ERB et al., 2018); e na redução dos serviços prestados pelos ecossistemas (PALMER et al., 2009; REY BENAYAS et al., 2009). FAO (2016) destaca que a taxa líquida de desmatamento reduziu 50% nos últimos 25 anos, mas a cobertura florestal mundial segue diminuindo e está concentrada principalmente nas florestas tropicais da África e América do Sul.

Nesse contexto estima-se que existam aproximadamente dois bilhões de hectares degradados a ser restaurados em toda Terra (LAESTADIUS et al., 2011), com a ressalva de que parte dessa área naturalmente não era originalmente coberta por florestas (VELDMAN et al., 2017). Esforços ambiciosos tentam reverter essa situação tornando a restauração ecológica reconhecida como uma prioridade ambiental em escala global (ARONSON; ALEXANDER, 2013; MENZ et al., 2013). Pode ser citada a criação do "Plano Estratégico de Biodiversidade" entre 193 países signatários (CBD, 2011); a meta de restauração de 150 milhões de hectares até 2020, tendo sido ampliada para 350 milhões até 2030 pelo "New York Declaration on Forests" (NYDF, 2014); o "Green Belt Movement in Kenya" com o plantio de mais de 11 milhões árvores desde 2002 (TGBM, 2016); o "Initiative 20 x 20" que busca restaurar 20 milhões de hectares até 2020 na América Latina (WRI, 2014), etc. No Brasil o governo estabeleceu a meta de restauração de 12,5 milhões de hectares até 2030 (PLANAVEG, 2014) e foi criado o "Pacto pela Restauração da Mata Atlântica", que pretende atuar na restauração de 15 milhões de hectares desse bioma até 2050 (MELO, 2013). Tais projetos estão em consonância com a implementação do novo arcabouço legal brasileiro para implementação da "Lei de proteção da vegetação nativa" (BRASIL, 2012; SOARES-FILHO et al., 2014).

A Mata Atlântica brasileira é reduto de uma biodiversidade imensa que a torna prioridade mundial para a conservação (OSLON et al., 2001; LAURANCE, 2009; MITTERMEIER et al., 2011). Nela são gerados 80% do PIB e vive 62% da população brasileira (IBGE, 2012), que, dentre outros serviços, é altamente dependente do fornecimento de água potável (BRANCALION, et al. 2013; STRASSBURG et al., 2016). Apesar disso, o bioma apresenta 83% dos seus fragmentos remanescentes menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009), atualmente possui apenas 28% de sua cobertura florestal original (REZENDE et al., 2018), entre 2014 e 2016 seu desflorestamento aumentou em 57,7% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017), e por isso enfrenta um processo de secundarização florestal (JOLY et al., 2014). Estudos demonstram que o bioma está passando por um processo de substituição de espécies especialistas por generalistas (homogeneização biótica) e perda de espécies endêmicas (JOLY et al., 2014; MAGNAGO et al., 2014; BECA et al., 2017; BOVO et al., 2018). Estima-se que pelo menos 30%-45% de sua cobertura deveria ser mantida na paisagem para sustentar populações viáveis de mamíferos, aves e anfíbios (BANKS-LEITE et al., 2014; BECA et al., 2017). No que diz respeito às espécies da flora, mesmo em uma matriz agrícola com cobertura inferior a 20%, Farah et al. (2017) verificaram que a riqueza de espécies não pioneiras e de

dossel são preservadas. Apesar de tamanha fragmentação na escala regional as florestas remanescentes são capazes de conservar a maioria das espécies da flora (RIBEIRO et al., 2009; JOLY et al., 2014; MAGNAGO et al., 2014; ARROYO RODRIGUES et al., 2017; FARAH et al., 2017; ROZENDAAL et al., 2019) e da fauna da Mata Atlântica (BANKS-LEITE et al., 2014; BECA et al., 2017; BELO et al., 2017; BOVO et al., 2018), reforçando a importância de sua conservação.

A pecuária representa a maior parte das áreas alteradas pela atividade humana, tendo como consequência a maior representatividade na geração de áreas degradadas (ALKIMIM et al., 2015; LATAWIEC et al., 2015; ALMEIDA et al., 2016; MAPBIOMAS, 2017). Por ser detentor do maior rebanho bovino do mundo com 221,81 milhões de cabeças (ABIEC, 2018), o Brasil possui cerca de 137 Mha destinados à pecuária (MAPBIOMAS, 2017). Na Amazônia 62% das áreas desflorestadas são cobertas por pastagens (ALMEIDA et al., 2016), sendo a principal causa da perda de cobertura florestal (63% do total desmatado) entre os anos 2000 a 2013 (TYUKAVINA et al., 2017). Já na Mata Atlântica 30 milhões de hectares são destinados à atividade (PROBIO, 2009), e devido ao relevo predominantemente mais declivoso o bioma apresenta alto risco de degradação (MOLIN et al., 2018; SATTLER et al., 2018).

As pastagens brasileiras, em sua maioria, são consideradas degradadas (SPAROVEK et al., 2007; DIAS-FILHO, 2014; SOARES-FILHO et al., 2014; SEARCHINGER et al., 2018). Elas apresentam baixa produtividade devido principalmente à implantação em áreas de baixa aptidão agrícola e/ou manejo inadequado. Dentre as práticas destacam-se o sobrepastejo; uso de variedades de forrageiras inadequadas sem consórcio com leguminosas; falta de reforma dos pastos, terraceamento, aplicação de corretivos e fertilizantes; não uso de cercas elétricas e sistema de rotação, etc (SPAROVEK, et al., 2007; DIAS-FILHO, 2014; STRASSBURG et al. 2014). Pastos mal manejados e sem terraceamento aumentam em 709% a taxa de erosão do solo (GALDINO et al. 2015). Lozano-Baez et al. (2018) verificaram que a intensidade e duração do manejo da pastagem contribuíram para uma maior compactação e redução da condutividade hidráulica do solo, diminuindo a infiltração da água. Sparovek (2007) verificou que a renovação dos pastos com gradagem e sem o uso de terraços é o principal uso do solo causando erosão no Brasil, resultando no assoreamento dos rios e reservatórios de água e em enchentes.

A taxa de lotação da pecuária nacional é de 1,1 animal.ha^{-1} (IBGE, 2006), sendo considerado um valor baixo (BOWMAN et al., 2012; FAO, 2012; LATAWIEC et al., 2015; ALMEIDA et al., 2016; CARDOSO et al., 2016), e representando apenas 33% da capacidade potencial (STRASSBURG et al. 2014). Searchinger et al. (2018), por exemplo, viram resposta linear em relação a diferentes intensidades de manejo das pastagens no Cerrado brasileiro com produções variando de 30 a 220 quilogramas de carne por hectare ao ano. Embora pouco representativos e na busca por mercados internacionais certificados, alguns proprietários têm se esforçado para aumentar o nível de tecnologia empregada nas pastagens e reverter essa situação (DIAS-FILHO, 2014).

Desta forma, o primeiro passo para a redução da pressão de abertura de novas áreas para pastagem e ao mesmo tempo liberação de pastagens degradadas e/ou abandonadas para o retorno das florestas naturais é focar no aumento de produtividade nas áreas agrícolas de propriedades produtoras de gado (BOWMAN et al., 2012; SOARES-FILHO et al., 2014; STRASSBURG et al. 2014; LATAWIEC et al., 2015). As pastagens com baixo nível de manejo e produtividade contando com presença de regeneração que poderia ser manejada na Amazônia abrangem 15% das áreas desflorestadas e representa três vezes a área ocupada por agricultura (ALMEIDA et al., 2016). Simulando diferentes cenários no Estado do Espírito Santo, Latawiec et al. (2015) verificaram que aumentando a produtividade da pecuária em 57% seria suficiente para atender as demandas de produção e ao mesmo tempo cumprir as exigências legais conservacionistas; e caso a mesma fosse elevada para 93% liberaria mais 236.000 hectares

para a restauração de florestas nativas. Intensificando o sistema de produção de carne, Cardoso et al. (2016) encontraram uma redução de necessidade de área de 320 para 45 m² por quilograma de carne produzido. Ainda, cerca de 50 milhões de hectares de pastagens degradadas poderiam ser utilizadas para cultivar cinco vezes mais a área atual destinada à produção de cana-de-açúcar no país (ALKIMIM et al., 2015).

Em pastagens abandonadas com manejo intensivo a compactação do solo e a grande biomassa de gramíneas utilizadas como espécies forrageiras são os principais desafios a serem vencidos na restauração ecológica desses ecossistemas. A restauração ecológica é definida como o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema natural que está degradado, danificado ou destruído de forma mais semelhante possível ao ecossistema de referência (McDONALD et al., 2016). Através da restauração a conservação da biodiversidade e a garantia do bem estar humano pela provisão de serviços ecossistêmicos estão intimamente relacionadas (LAMB et al., 2005; PALMER et al., 2009; REY BENAYAS et al., 2009; BULLOCK et al., 2011; FILOSO et al., 2017).

A ecologia da restauração é a área da ciência que se baseia na restauração ecológica (YOUNG et al., 2005). Apesar de ser considerada uma ciência relativamente nova, sua origem ocorre a partir dos primeiros trabalhos de ecologia de florestas e sucessão ecológica (CLEMENTS, 1916; ODUM, 1988; PARKER, 1997; YOUNG, 2000). De forma geral a principal transformação ocorrida na ecologia da restauração se deu com o direcionamento do foco para os processos ecológicos que ocorrem nos ecossistemas e a incorporação da ecologia de distúrbios na sucessão ecológica. Assim os sistemas naturais deixaram de ser considerados fechados, auto-reguláveis e com clímax unidirecional e previsível – "Paradigma do Equilíbrio" (CLEMENTS, 1916; PICKETT; OSTFELD, 1995); e passaram a ser compreendidos como produto de eventos estocásticos e não previsíveis que podem resultar na formação de diferentes comunidades finais funcionais - "Paradigma do Não Equilíbrio" (PICKETT; CADENASSO, 2005; CHASE, 2007; NORDEN et al., 2015).

A restauração ecológica tem sido estudada e discutida no Brasil desde os anos 80 e tornando o país uma referência mundial na restauração de ecossistemas tropicais (BARBOSA, 2013). Rodrigues et al. (2009) dividiram a evolução dos conceitos e métodos de restauração no Brasil em cinco fases, na qual nos dias atuais o foco tem sido no aumento da diversidade genética na restauração; e na exploração dos atributos funcionais das espécies utilizadas nos projetos (RODRIGUES et al., 2011). Dentre os métodos que se destacam na restauração ecológica podem ser citados: condução da regeneração natural (HOOPER et al., 2004; HOOPER et al., 2005; ELGAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017; REZENDE; VIEIRA, 2019), transferência de bancos de sementes do solo (*topsoil*) e/ou serapilheira (NAVE, 2005; JAKOVAC, 2007; SUGANUMA et al., 2008; ZANETI, 2008; MÔNICO, 2012), semeadura direta (ENGEL; PARROTA, 2001; AGUIRRE et al., 2015; MELI et al., 2018), plantio de adensamento (ROZZA et al., 2007), transplante de plântulas do sub-bosque (VIANI et al., 2007), plantio e/ou semeadura de enriquecimento (com espécies arbóreas - MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; COLE et al., 2011; DOS SANTOS, 2011; MANGUEIRA et al., 2017; BERTACCHI et al., 2016; epífitas – DUARTE; GANDOLFI, 2017; arbustos – PARDI, 2014; e lianas - LE BOURLEGAT, 2013), uso de estacas (CHAPMAN; CHAPMAN 1999; ZAHAWI; AUGSPURGER 2006; ZAHAWI; HOLL, 2009), uso de poleiros naturais e/ou artificiais (GRAHAM; PAGE, 2012; ELGAR et al., 2014; CÉSAR et al., 2014), plantio de mudas (convencional - PARROTA et al., 1997; RODRIGUES et al., 2011; em ilhas - TOH et al., 1999; ZAHAWI; AUGSPURGER 2006; ZAHAWI et al., 2013; HOLL et al., 2017; em consórcio com espécies herbáceas e arbustivas na entrelinha – CASTRO, 2013; CÉSAR et al., 2013; ISERNHAGEN, et al., 2014), manejo de lianas em fragmentos (VIANI, et al., 2015; MANGUEIRA et al., 2019), etc.

Brancalion et al. (2015) propuseram a divisão do processo de restauração de florestas tropicais em três fases: estruturação, consolidação e maturação. As fases de estruturação e consolidação são consideradas as mais importantes por converterem a área degradada de um habitat mais favorável ao desenvolvimento de espécies heliófitas (gramíneas e ruderais), em um habitat sombreado que favorece as espécies florestais e por sua vez garantirão a manutenção do ambiente sombreado por um prazo maior (PARROTA et al., 1997; CHAZDON, 2008a; BRANCALION et al., 2015). Na tabela 1 são apresentadas as principais características ecológicas das fases de estruturação e início da consolidação apresentadas por Brancalion et al. (2015) que são consideradas importantes para contextualizar esse estudo. Posteriormente Gandolfi (2017) revisou esse modelo de fases estabelecendo uma ligação mais clara entre ele e a seleção de métodos de restauração, bem como com a avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração. Desta forma o conjunto de ações de restauração aplicadas em uma área degradada deve ser planejado, no mínimo, para garantir ambas as fases. Assim a floresta que surgir será capaz de se sustentar e acumular espécies, interações, estrutura e processos mantenedores da dinâmica florestal; permitindo que no futuro os atributos e o funcionamento dessa comunidade venham a se assemelhar cada vez mais ao ecossistema de referência (LAMB et al., 2005; BRANCALION et al., 2015; CROUZEILLES et al.; 2016).

Tabela 1. Principais características das fases de estruturação e consolidação esperadas no processo de restauração de florestas tropicais das pastagens abandonadas utilizadas no estudo.

	Fase de estruturação (0-15 anos)
✓	Ocupação da área por espécies arbóreas florestais intolerantes à sombra;
✓	Criação de um dossel e, consequentemente, de um habitat florestal;
✓	Aumento gradual na oferta de alimentos para animais (p. ex.: flores, frutos, sementes), visto que as espécies arbóreas pioneiras e algumas secundárias entrarão em reprodução, contribuindo com o trânsito ou a manutenção local da fauna;
✓	Atração de dispersores zoocóricos vindos de fragmentos do entorno e introduzindo propágulos de novas espécies na área em estruturação;
	Início da fase de consolidação (15-30 anos)
✓	Aumento da presença e abundância de regenerantes arbóreos alóctones e de várias formas de crescimento vegetal tolerantes à sombra.
✓	Criação de um novo dossel mais denso e longevo, dominado por espécies secundárias iniciais.

Fonte: adaptado de Brancalion et al. (2015).

Além da viabilidade ecológica e técnica a ser considerada na escolha de determinado método de restauração, a viabilidade econômica também passa a ocupar lugar de destaque frente à demanda de área a ser restaurada no mundo (PARROTA et al., 1997; MENZ et al., 2013; BRANCALION et al., 2016a; CROUZEILLES et al., 2017; HOLL, et al., 2017). Especialmente onde a resiliência é baixa e a degradação foi severa, a falta de recursos financeiros representa uma grande barreira para a implantação de projetos de restauração (HOBBS et al., 2009; BULLOCK et al. 2011; STRASSBURG et al., 2019). Então o estudo e o desenvolvimento de métodos ecologicamente adequados, eficientes e baratos para a restauração florestal de pastagens abandonadas são, hoje, uma demanda científica importante em escala nacional e global (CHAZDON, 2008b; HOLL; AIDE, 2011; MENZ et al., 2013; BRANCALION et al., 2016a; HOLL, 2017; MELI et al., 2017). Em média o custo por hectare restaurado utilizando o método de plantio de mudas na Mata Atlântica fica entre R$ 7.788,00 e R$ 21.271,00 (BRANCALION

et al., 2012; TNC, 2017), evidenciando seu potencial como limitante para restauração de grandes áreas (PARROTA et al., 1997).

Embora fundamental, o custo da restauração precisa ser entendido em um contexto amplo, pois as peculiaridades de cada país onde a restauração é feita, mudam muito a compreensão real desses custos. Por exemplo, no Brasil, como a restauração é uma obrigação legal (SOARES-FILHO et al., 2014; BRANCALION et al., 2016b), devem restaurar suas áreas degradadas tanto aqueles proprietários com pouca renda, para os quais o custo absoluto da restauração pode ser caro, quanto os proprietários de grandes extensões de terras, na qual mesmo diante de preços absolutos mais altos, acabam sendo menos impactados financeiramente. Além disso, com base nos resultados para o Estado de São Paulo, a maior parte da área que deve ser restaurada hoje se encontra em médias e grandes propriedades e por isso apresentam maior representatividade no ganho de escala para a restauração (CÓDIGO FLORESTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO, 2018). Desta forma, o custo da restauração, precisa ser pensado e discutido tanto em termos dos seus valores absolutos, quanto em termos de valores relativos à capacidade de pagamento de quem a custeará. Esse cuidado significa inserir na discussão entre o que é caro ou barato a reflexão de que existe uma desigualdade socioeconômica entre os agentes reais da restauração (BULLOCK et al., 2011; CHAZDON; URIARTE, 2016; HOLL, 2017). Assim evita-se assumir o objetivo de sempre buscar e optar pelo método mais barato (valor absoluto), mesmo que ele seja mais imprevisível, tentando evitar que o proprietário rural seja penalizado. Ou seja, a busca por se obter custos absolutos menores com mesma previsibilidade ecológica é um objetivo científico válido e necessário, que beneficia a todos, mas, sobretudo atende a maioria dos pequenos proprietários que precisam restaurar, mas tem pouca renda. Por outro lado, no Brasil, é preciso ter claro que a imensa área que demanda restauração não deve priorizar o custo em detrimento da seleção de métodos de melhor previsibilidade de sucesso dos projetos implantados.

O conhecimento dos filtros ecológicos e da biologia básica dos ecossistemas é importante para o planejamento de estratégias de restauração e aumento das possibilidades de sucesso (HOLL, 1999; CHAZDON, 2008b; HOLL; AIDE, 2011; HOLL et al., 2016; PALOMEQUE et al., 2017; REZENDE; VIEIRA, 2019). Comparando os resultados obtidos entre áreas podem-se determinar quais métodos são mais úteis e onde é mais interessante do ponto de vista ecológico, econômico e social aplica-los em larga escala (BULLOCK et al. 2011; SUDING, 2011; SHOO et al., 2015; HOLL, 2017; MOLIN et al., 2018; TRUJILLO-MIRANDA, 2018; REZENDE; VEIRA, 2019). Deve-se ressaltar que o termo larga escala empregado nesse estudo refere-se à possibilidade de utilização de um mesmo método em mais sítios possíveis, desde que existam condições para tal (resiliência, disponibilidade de viveiros e coletores de sementes, empresas e mão de obra especializadas, etc), e não necessariamente em áreas extensas, que nesse caso seria recomendável a utilização complementar de diferentes métodos.

Pesquisas que abordem diferentes métodos de restauração também podem contribuir para nortear o desenvolvimento de políticas públicas por órgãos ambientais (SOARES-FILHO et al., 2014; ROTHER et al., 2018; TOLEDO et al., 2018), subsidiar restauradores na tomada de decisões em relação às análises de custo-benefício (BULLOCK et al. 2011; MENZ et al., 2013; CROUZEILLES et al., 2017; METZGER et al., 2017; STRASSBURG et al., 2019) e refletir em benefícios para a sociedade como na prestação de serviços ecossistêmicos (PALMER et al., 2009; STRASSBURG et al., 2016). De acordo com Chazdon (2008b) existem poucos estudos rigorosos sobre restauração ecológica com diferentes tratamentos (incluindo regeneração natural), que consideraram o histórico de uso da área, os solos, a proximidade com as fontes de sementes e o tempo de abandono da área.

Assim sendo, esse estudo foi planejado com o objetivo de testar diferentes estratégias de restauração na estruturação de comunidades florestais tropicais em pastagens vizinhas a fragmentos de Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual - FES). A hipótese geral do trabalho é que no processo de restauração florestal de pastagens próximas a fragmentos, a estruturação da comunidade florestal será sempre mais rápida e terá maiores custos, quanto mais intensivas forem as ações de restauração empregadas. O primeiro capítulo trata sobre não manejar e manejos distintos na condução da regeneração natural. O segundo capítulo da tese compara o efeito do plantio de mudas de espécies nativas com baixa diversidade sobre pastagens que já estavam em processo de regeneração com o tratamento com manejo mais intenso da regeneração natural. Por fim, o terceiro capítulo testa diferentes tratamentos com semeadura de uma espécie arbustiva para criação de dosséis transitórios em consórcio com plantios de mudas de espécies nativas, comparando-os com um plantio tradicional de recobrimento e diversidade. Ao final foi apresentado um fechamento para a tese envolvendo a eficiência ecológica e os custos dos 12 tratamentos utilizados e em seguida lições e aprendizados extras adquiridos no desenvolvimento do projeto de pesquisa.

1.2. Metodologia

1.2.1. Área de estudo

O experimento foi desenvolvido no "Centro Avançado de Pesquisa Bovinos de Corte", do Instituto de Zootecnia de São Paulo (IZ), localizado em Sertãozinho, SP. O município está localizado entre as coordenadas 21°09'S e 48°05'O, a 561 m acima do nível do mar e possui clima Cwa (ALVARES et al., 2013). Esse tipo climático está inserido na classe subtropical úmida e é marcado por um verão chuvoso e inverno seco, com mês mais quente alcançando temperatura superior a 22°C. A temperatura média anual é de 21,2°C, com média máxima de 23,6°C em janeiro e fevereiro e média mínima de 17,7°C em julho. A precipitação média anual é de 1.483 mm, com registros mínimos de 19 mm em agosto, máximos de 269 mm em janeiro e 92% desse volume ocorrendo em apenas oito meses, de setembro-abril (ALVARES, et al. 2013; Figura 1).

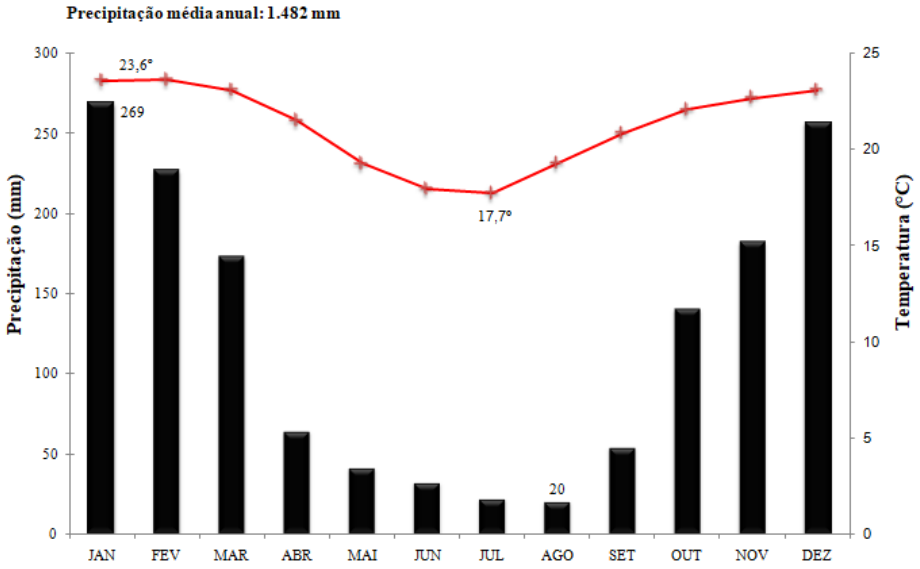

Figura 1. Climograma apresentando a variação das precipitações (colunas) e das temperaturas (linha) médias mensais do município de Sertãozinho, SP. Fonte dos dados: Álvares, et al. (2013) – normais climáticas de 25 anos entre 1950 a 1990.

O município de Sertãozinho está inserido na Bacia do Rio Mogi Guaçu e segundo o Instituto Florestal do Estado de São Paulo apenas 3,9% do município ainda está coberto por vegetação natural (1.559 há – Figura 2), sendo 62,7% dessa vegetação correspondente a fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (KRONKA, 2010). De acordo com Oliveira et al. (1999), o solo predominante no município é o Latossolo Vermelho (LV).

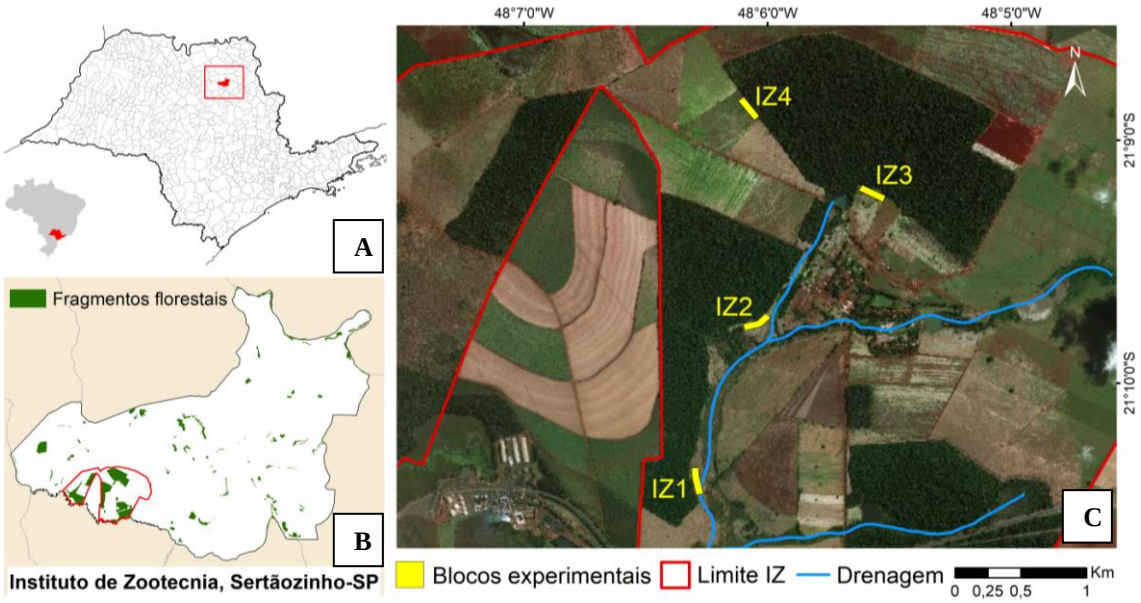

Figura 2. Localização do município no Estado (A). Distribuição dos fragmentos no município (B). Distribuição dos blocos experimentais (em amarelo – IZ1, IZ2, IZ3 e IZ4) no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

O IZ pertence à Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA) e é vinculado à Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. A fazenda possui 2.397 ha e a atividade predominante é a pecuária, cujas pastagens, de forma geral, são bem manejadas. A propriedade representa um ponto importante para a conservação na escala regional por possuir quatro fragmentos florestais de FES grandes, que totalizam 474,4 ha (variando de 121 a 189 ha) e, portanto, correspondem a 48,5% do total de FES do município (Figura 2). Embora bem florestado, o IZ encontra-se imerso em uma matriz de plantios de cana-de-açúcar altamente fragmentada e isolado de outros fragmentos da região, o que pode afetar o fluxo da fauna e sua capacidade de dispersão (BECA et al., 2017; BELO et al., 2017; BOVO et al., 2018). Entretanto, a maioria das fazendas de cana-de-açúcar vizinhas ao IZ possuem cultivo orgânico e manejo ecológico, onde foi possível registrar 340 espécies de vertebrados, sendo 49 delas com algum risco ou ameaça de extinção no Estado de São Paulo (MIRANDA & ARIEDI JUNIOR, 2015).

De acordo com Me. Leopoldo Andrade de Figueiredo[1] (comunicação pessoal), no passado a fazenda foi utilizada para a extração de madeira, produção de café e óleo de mamona e pastagens. Em 1931 a pecuária passou a predominar e atualmente é mantida para sustentar as pesquisas científicas desenvolvidas na instituição. Na tabela 2 é apresentado um resumo do histórico de uso de cada uma das quatro áreas (blocos) utilizadas para o estudo. As áreas denominadas IZ1 e IZ2 estavam sem sofrer fortes intervenções há 30 anos, embora tenham sido utilizadas em ocasiões esporádicas como pasto de alimentação dos equinos dos funcionários da fazenda. Já IZ3 e IZ4 receberam o cultivo de milho respectivamente há 20 e 17 anos e ainda tinham a pastagem em uso quando o estudo foi iniciado, sendo necessária a construção de cercas para isolamento da área contra o gado. Desta forma, ao longo dos últimos

[1] Leopoldo Andrade de Figueiredo, zootecnista, mestre em Nutrição e Manejo de Gado de Corte pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e pesquisador do IZ.

anos foi acumulada muita biomassa vegetal na superfície do solo de IZ-1 e IZ-2 após o desenvolvimento de sucessivas gerações de gramínea, ao passo que nas outras duas a quantidade de gramínea viva e morta sobre o solo era menor (observação pessoal do autor). A gramínea predominante nas pastagens da fazenda é a braquiária (*Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster), cultivar marandu, entretanto, somente no bloco IZ4 existiam manchas de colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs) em meio à braquiária e outras ervas daninhas.

Tabela 2. Histórico das últimas intervenções realizadas nos solos das quatro áreas de estudo no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. Fonte: Leopoldo Andrade de Figueiredo (comunicação pessoal).

Área	Último cultivo além da pastagem		Tratos culturais		Pastagem após ultimo cultivo	Gramínea predominante
	Ano	Cultura	No solo	Aplicação de herbicida		
IZ 1[1]	1989	Milho	Grade profunda e arado	Não	sem reforma	*Urochloa brizantha* cultivar marandu
IZ 2	1989			Não	sem reforma	
IZ 3	1997			Não	Reforma com grade, arado e semeadura de gramíneas	
IZ 4	2000			Sim, com início do plantio direto - Usaram glifosato[2] + 2,4 D[3]		*Megathyrsus maximus*

[1] Em alguns períodos a área foi utilizada para pastejo de animais dos funcionários.
[2] Utilizado no controle de gramíneas e pode gerar fitotoxicidade na regeneração natural.
[3] Utilizado no controle de ervas daninhas de folha larga e pode matar a regeneração natural.

O IZ foi escolhido para desenvolvimento do estudo dentre diversas fazendas visitadas em função do clima (Cwa) e fitofisionomia predominante (FES), já que ambos possuem boa representatividade no interior da região sudeste do Brasil, especialmente nos Estados de São Paulo e Minas Gerais; pela presença de fragmentos florestais com estrutura visualmente conservada comparada a outros fragmentos da região, vizinhos a áreas com histórico de uso antigo como pastagem; devido as áreas disponíveis serem relativamente planas e terem as dimensões necessárias para alocação dos blocos planejados para o estudo (199 x 50 m) e pelo apoio logístico disponibilizado pela instituição.

1.2.2. Delineamento experimental

O presente estudo iniciou-se em 2015 quando a maioria dos pesquisadores discutia que pastos perto de fragmentos florestais permitiriam uma rápida e barata restauração com um manejo simples da regeneração natural (FERRAZ et al., 2014; MARTINS et al., 2014; REZENDE et al., 2015). Imaginou-se então comparar diferentes tratamentos para a restauração de pastagens e seus resultados obtidos ao longo de três anos, em termos ecológicos e de custos. Como houve vários problemas durante as sucessivas tentativas de se implementar o projeto inicial, esse acabou sendo modificado, de maneira a permitir a execução das pesquisas no tempo disponível para o doutoramento, mas preservando-se a proposta geral inicial de se comparar diferentes métodos numa mesma condição. A configuração final do delineamento experimental resultou de três tentativas de implantação que tiveram insucesso parcial (Figura 3). A primeira considerou somente o potencial de regeneração da área (Implantação 1) e, posteriormente, duas semeaduras diretas (Implantação 2 e 3), sendo uma com espécies nativas intercaladas com mamona (*Ricinus communis* L. - Euphorbiaceae); e a outra com nativas, mamona e assa-peixe (*Vernonanthura polyanthes* (Sprengel) Vega & Dematteis - Asteraceae). O insucesso das versões iniciais se deu em função da pouca expressão da regeneração natural local, das poucas e espaçadas chuvas que incidiram sobre as áreas e da baixa germinação das

sementes de espécies nativas utilizadas na semeadura. Na quarta implantação foi realizada nova semeadura de mamona e o plantio de mudas para corrigir a semeadura direta da Implantação 3.

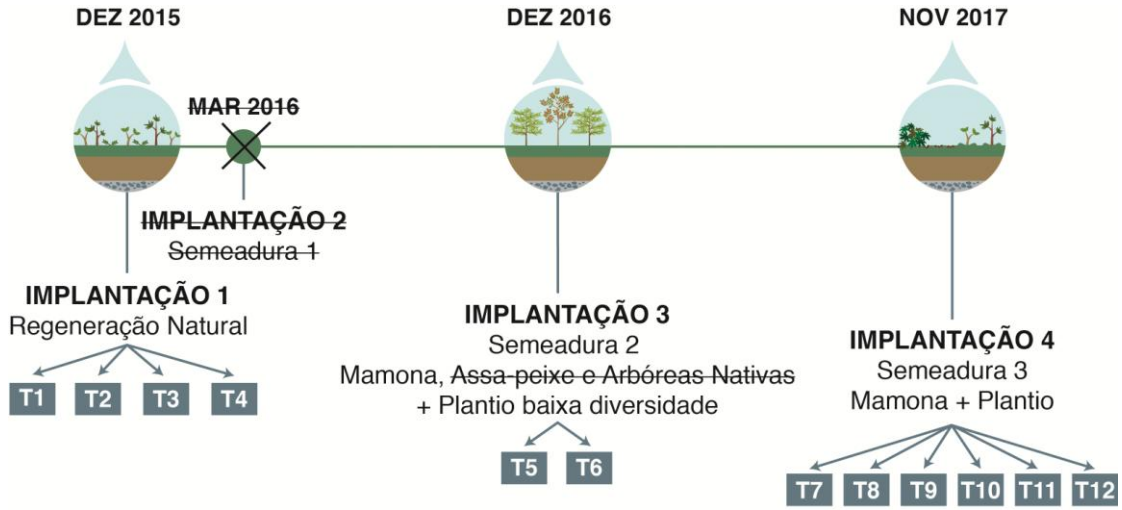

Figura 3. Linha do tempo mostrando as tentativas de implantação do experimento de restauração ecológica de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP, entre 2015 e 2017.

Além do isolamento da área contra o gado e demarcação das parcelas, algumas atividades empregadas nas três implantações iniciais merecem destaque por estarem relacionadas ao delineamento final. Primeiramente na Implantação 1 toda a área experimental foi roçada com trator para uniformiza-las. Para a realização da primeira semeadura (Implantação 2), metade das parcelas de cada bloco teve o solo revolvido com grade em área total. Também foram realizadas duas aplicações de herbicida, sendo uma antes da Implantação 3 (novembro de 2016), na qual se aplicou glifosato em toda área experimental, exceto em T1 e T2 que não contemplam aplicação de herbicida; e outra em área total antes da Implantação 4 (novembro de 2017) somente nos tratamentos T8, T10, T11 e T12. Na aplicação para a Implantação 3, os regenerantes dos tratamentos 3 a 6 foram protegidos com sacos plásticos (Figura 4 e detalhes das operações em ANEXO A). As tentativas de implantação anteriores com insucesso não interferiram nos tratamentos das implantações seguintes.

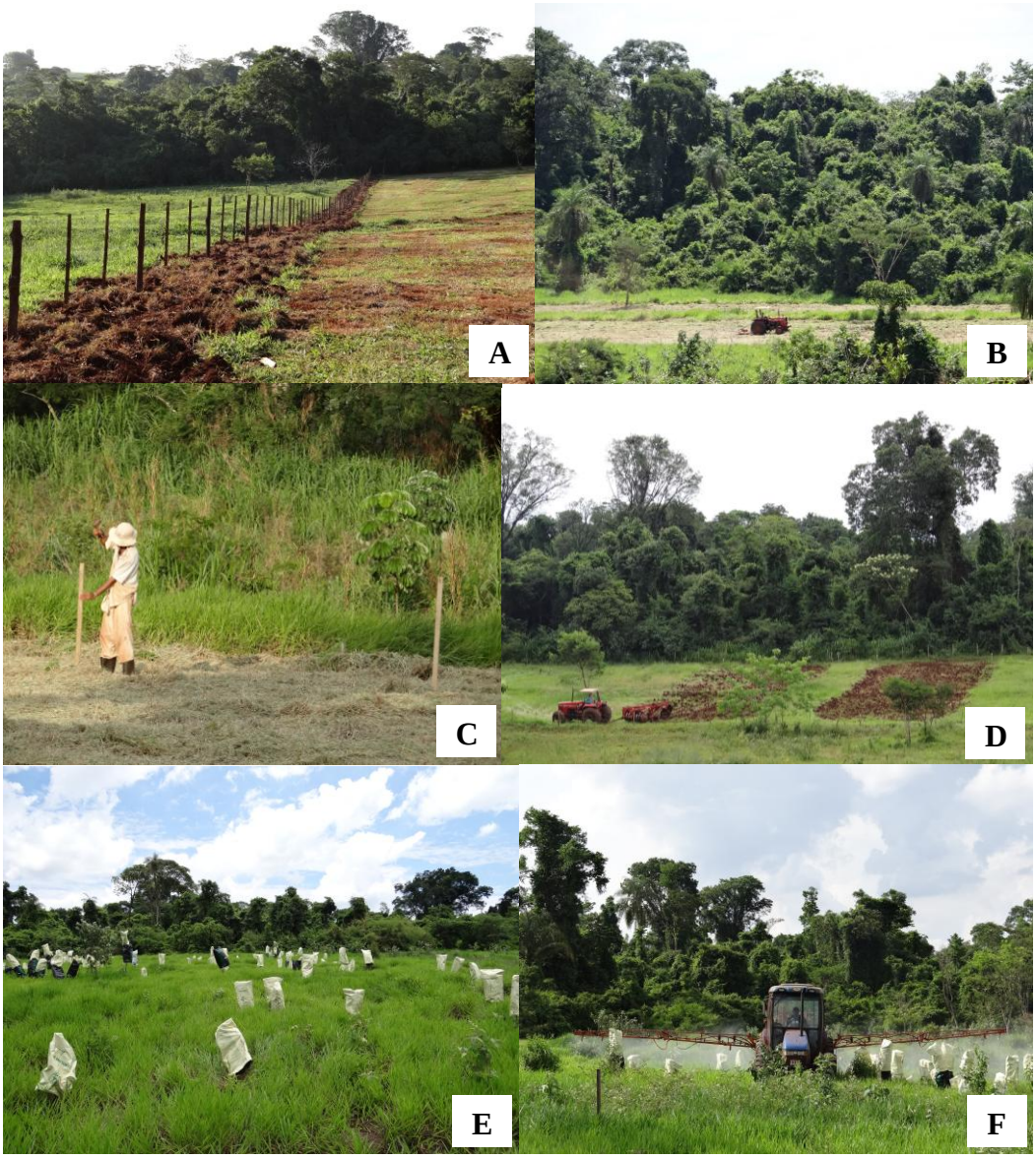

Figura 4. Preparação da área de estudo. Construção das cercas para isolamento do gado em IZ1 e IZ2 (A). Roçada de gramíneas exóticas agressivas em área total (B). Demarcação das parcelas do estudo (C). Gradagem de metade das parcelas para recebimento da semeadura direta – Implantação 2 (D). Aplicação de herbicida em área total com proteção dos regenerantes com sacos plásticos – Implantação 3 (E e F). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2015 e 2016).

O experimento completo teve quatro blocos (repetições) alocados paralelamente a aproximadamente 10 m de fragmentos de FES com estrutura visualmente conservada em dezembro de 2015. A área utilizada de cada bloco foi de 0,995 ha (199 m x 50 m), subdividido em 12 parcelas de 0,06 ha (12 x 50 m), mantendo-se, quando possível, bordaduras de 5 m entre as parcelas, num total de 3,98 ha. As 48 unidades experimentais (12 unidades x 4 tratamentos) resultaram em 2,88 ha de área efetiva para o experimento. A posição das parcelas nos blocos foi sorteada em todas as Implantações. A distância máxima entre blocos foi de aproximadamente 2,7 km e mínima 1,2 km.

Todas as operações realizadas em cada Implantação do experimento estão descritas no ANEXO A. O combate a formigas cortadeiras foi realizado desde a seleção das áreas para o estudo seguindo a metodologia proposta por Zanetti (2014). Em nenhum dos plantios e replantios realizados no experimento foi realizada a imersão

das mudas em solução com cupinicida para evitar ataques nos primeiros meses pós-plantio e isso pode ter comprometido a sobrevivência de alguns indivíduos.

De forma geral, os 12 tratamentos do experimento utilizado na tese se subdividem em três estratégias de viabilizar a estruturação e, quando possível, a consolidação da comunidade florestal nas pastagens em restauração (Tabela 1 e Figura 5), sendo elas: ausência de manejo e diferentes manejos da regeneração natural (Implantação 1 - dezembro de 2015 – Capítulo 1), plantio de apenas duas espécies nativas pioneiras e zoocóricas em pastagens onde a regeneração natural já vinha sendo manejada (Implantação 3 - dezembro de 2016 – Capítulo 2) e, por fim, semeadura direta de mamona para formação de dosséis transitórios combinada com plantio de mudas de espécies pioneiras zoocóricas e secundárias iniciais.

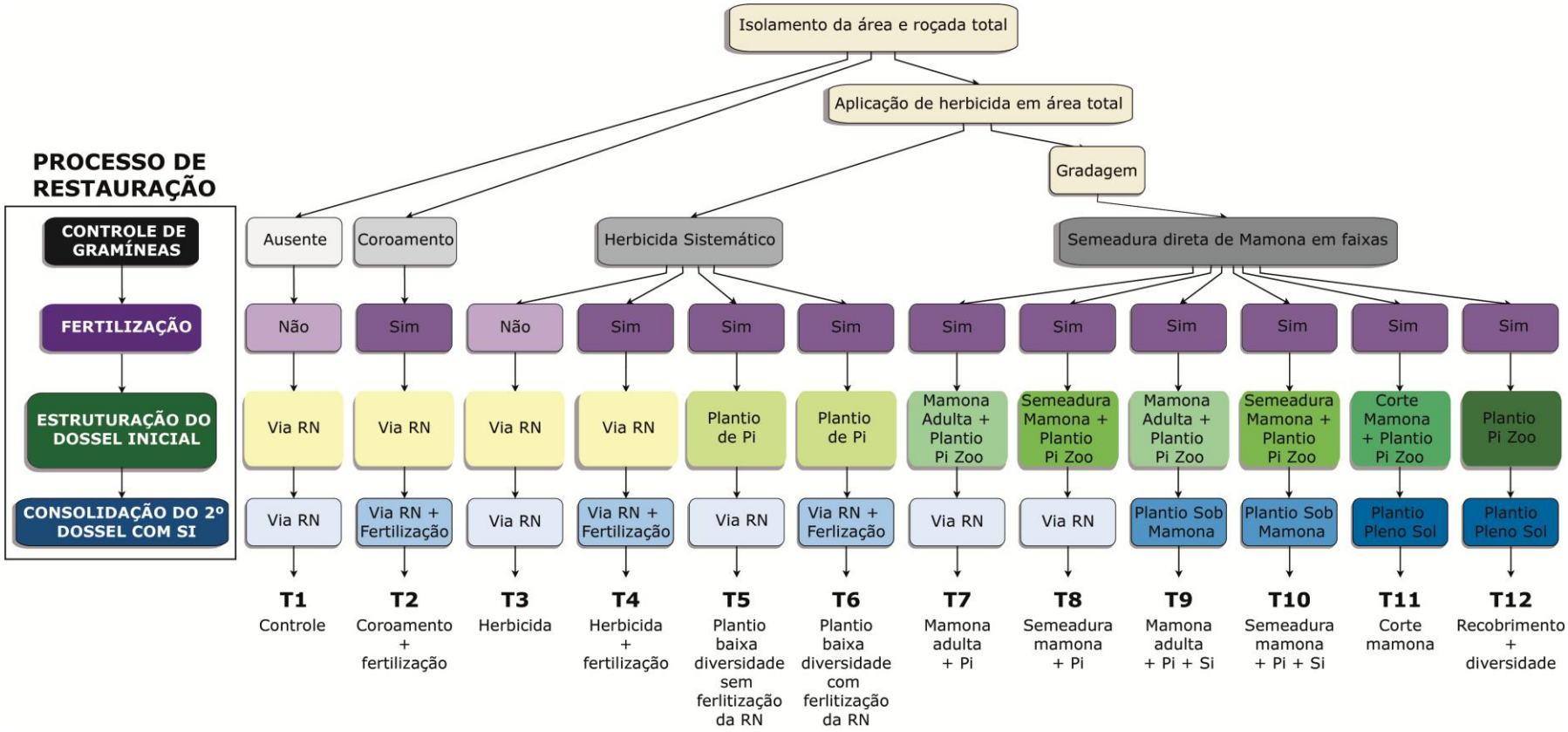

Figura 5. Delineamento experimental final com 12 tratamentos e 4 repetições (48 unidades experimentais) para a estruturação e consolidação de comunidades florestais em pastagens próximas a fragmentos florestais de FES no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP (RN = regeneração natural, Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais).

Os três tratamentos objetivando o máximo aproveitamento do potencial de manejo da regeneração natural foram implantados na fase inicial do experimento, e um foi mantido sem intervenções, ou seja, apenas sucessão secundária (T1=Controle). Um recebeu coroamento e fertilização dos regenerantes (T2=Coroamento+fertilização) e os outros dois foram conduzidos com o controle constante de gramíneas com sucessivas aplicações direcionadas de herbicida (somente nas touceiras de gramíneas e poupando regenerantes), diferenciando-se eles entre regenerantes que não receberam (T3=Herbicida) e receberam fertilização (T4=Herbicida+fertilização). Considerando que houve pequena presença e abundância da regeneração natural, buscou-se além de utilizar os quatro tratamentos citados, criar-se outros tratamentos em que se procurou melhorar a cobertura do dossel e a atração da fauna dispersora através do manejo adaptativo com a introdução de indivíduos das espécies pioneiras zoocóricas *Trema micrantha* (L.) Blume e *Cytharexylum myrianthum* Cham.. Assim, depois de 12 meses, criou-se dois novos tratamentos nos quais houve esse plantio, sendo que em um os regenerantes já presentes na área não foram fertilizados (T5=Plantio baixa diversidade sem fertilização da RN) e noutro os regenerantes foram fertilizados (T6= Plantio baixa diversidade com fertilização da RN). A sigla RN significa regeneração natural e espécies arbustivo-arbóreas nativas de FES que serão favorecidas e espécies exóticas a serem eliminadas.

Além desses seis tratamentos, outros seis também foram introduzidos na área. Em seis parcelas de cada bloco combinou-se a semeadura de mamona em faixas com o plantio de mudas de espécies arbóreas. Em dois desses tratamentos implantou-se faixas de mamonas intercaladas com cinco espécies pioneiras arbóreas. As mamonas foram implantadas com sucesso em dezembro de 2016 (Implantação 3 – Figura 3), e foram posteriormente intercaladas com plantio de espécies pioneiras (Implantação 4 – Figura 3). Em um desses dois tratamentos não se fez a introdução de espécies secundárias iniciais, assumindo-se que como havia um fragmento florestal próximo, essas espécies surgiriam na área através do enriquecimento natural, ou seja, via regeneração natural (T7=Mamona adulta+Pi). Já, no outro tratamento fez-se o plantio de mudas de dez espécies secundárias iniciais sob o dossel transitório de mamonas previamente estabelecido (T9=Mamona adulta+Pi+Si);

Outros dois tratamentos tiveram a semeadura de mamona realizada simultaneamente com o plantio das cinco espécies pioneiras nativas em novembro de 2017 (Implantação 4 – Figura 3). Em um deles também se esperou que houvesse o enriquecimento natural de espécies secundárias iniciais via regeneração natural (T8=Semeadura mamona+Pi), enquanto no outro se fez a introdução de das espécies secundárias iniciais via plantio sob as faixas de mamonas sendo semeadas (T10=Semeadura mamona+Pi+Si).

No tratamento 11, mamonas que haviam sido estabelecidas com sucesso na Implantação 3 (Figura 3), após permanecerem por 10 meses na área foram cortadas para, além do plantio das cinco espécies pioneiras entre as faixas de mamona cortadas, introduzir-se mudas das dez espécies secundárias iniciais sob as faixas de mamonas cortadas (T11=Corte mamona). Esse tratamento foi criado para verificar se poderia ocorrer um eventual efeito alelopático residual da presença prévia das mamonas sobre as espécies secundárias implantadas no mesmo local. Por fim, no tratamento 12 foi feito um plantio convencional com alta diversidade de espécies divididas em linhas de espécies de recobrimento (10 espécies) e de diversidade (10 espécies) – T12=Recobrimento+diversidade (NAVE; RODRIGUES, 2007). O T12 é considerado como uma testemunha em relação aos outros tratamentos em que se utilizou a mamona para criação de dosséis transitórios. Embora plantios de alta diversidade, em geral, usem 80 ou mais espécies arbustivo-arbóreas nativas, devido à pequena dimensão das parcelas usou-se apenas 20 espécies.

No ANEXO B são apresentadas, de forma mais detalhada, as ações de restauração adotadas para cada tratamento justificadas ecologicamente conforme os capítulos que irão compor a tese e as fases do processo de restauração.

REFERÊNCIAS

ABIEC - Associação brasileira das indústrias exportadoras de carne. Perfil da pecuária no Brasil: relatório anual. 48p. 2018.

AGUIRRE, A.G.; LIMA, J.T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, G. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. hOELNEA 42(4): 629-640. 2015.

ALKIMIM, A.; SPAROVEK, G.; CLARKE, K. Converting Brazil's pastures to cropland: an alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. Applied Geography 62:75-84. 2015.

Almeida, C.A.; Coutinho, A.C.; Esquerdo, J.C.D.M.; Adami, M.; Venturieri, A.; Diniz, C.G.; Dessay, N.; Durieux, L.; Gomes, A.R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. Acta Amazonica. 46(3):291–302. 2016.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n° 6, p. 711-728, 2013.

ARONSON J.; ALEXANDER, S. Ecological restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecoloy* 21: 293–96. 2013.

ARROYO-RODRIGUEZ, V.; MELO, F.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R.; MEAVE, J.; NORDEN, N.; SANTOS, B.; LEAL, I.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. Biological Reviews. 92:326–340.2017.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L.R.; PEARSE, W.D.; BUENO, A.A.; BRUSCAGIN, R.T.; CONDEZ, T.H.; DIXO, M.; IGARI, A.T., MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. Science 345:1041–1045. 2014.

BARBOSA, L.M. Políticas públicas para a Restauração Ecológica e conservação da biodiversidade (Coord.). São Paulo, Instituto de Botânica – SMA. 2013.

BECA, G.; VANCINE, M.H.; CARVALHO, C.S.; PEDROSA, F.; ALVES, R.S.C.; BUSCARIOL, D.; PERES, C.A.; RIBEIRO, M.C.; GALETTI, M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. Biological Conservation, 210, 352-359. 2017.

BEER, C.; REICHSTEIN, M.; TOMELLERI, E.; CIAIS, P.; JUNG, M.; CARVALHAIS, N.; RODENBECK, C.; ARAIN, M.A.; BALDOCCHI, D.; BONAN, G.B.; BONDEAU, A.; CESCATTI, A.; LASSLOP, G.; LINDROTH, A.; LOMAS, M.; LUYSSAERT, S.; MARGOLIS, H.; OLESON, K.W.; ROUPSARD, O.; VEENENDAAL, E.; VIOVY, N.; WILLIAMNS, C.; WOODWARD, F.I.; PAPALE, D. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. Science, 329:834–838. 2010.

BELLO, C., GALETTI, M., MONTAN, D., PIZO, M.A., MARIGUELA, T.C., CULOT, L.; BUFALO, F.; LABECCA, F.; PEDROSA, F.; CONSTANTINI, R.; EMER, C.; SILVA, W.R.; SILVA, F.R.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Atlantic-Frugivory: a plant-frugivore interaction dataset for the Atlantic Forest. Ecology, 98(6), 1729. 2017.

BERTACCHI, M.I.F.; AMAZONAS, N.T.; BRANCALION, P.S.H.; BRONDANI, G.E.; OLIVEIRA, A.C.S.; PASCOA, M.A.R.; RODRIGUES, R.R. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. Restoration Ecology. 24(1):100-108. 2016.

BOVO, A.A.A.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; MAGIOLI, M.; ALEXANDRINO, E.R.; HASUI, E.; RIBEIRO, M.C.; TOBIAS, J.A. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. Perspectives Ecology Conservation 16:90-96. 2018.

BOWMAN, M.S.; SOARES-FILHO, B.S.; MERRY, F.D.; NEPSTAD, D.C.; RODRIGUES, H.; ALMEIDA, O.T. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: a spatial analysis of the rationale for beef production. Land Use Policy, 29: 558-568. 2012.

BRADSHAW, C.J.A.; GIAM, X.; SODHI, N.S. Evaluating the relative environmental impact of countries. Plos One, 5(5): 1–16. 2010.

BRANCALION, P.H., VIANI, R.A.G., STRASSBURG, B.B.N., RODRIGUES, R.R. Finding the money for tropical forest restoration. Unasylva, v. 63, p. 25–34, 2012.

BRANCALION, P.H.; MELO, F.P.L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R.R. Biodiversity persistence in highly human-modified tropical landscapes depends on ecological restoration. Tropical Conservation Science, v. 2, p. 705-710, 2013.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p. 2015.

BRANCALION, P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V.D.; LEWINSOHN, T.M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. Natureza e Conservação. 14. e1-e16. 2016b.

BRANCALION, P.H.S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J.R.; LAMONATO, F.; FARAH, F.T.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. Biotropica. 48(6):856-867. 2016a.

BRASIL – Lei de proteção da vegetação brasileira. Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm > Acesso em: 15/12/2018.

BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; REY-BENAYAS, J.M. Restoration of ecosystem services and biodiversity. Trends in Ecology and Evolution. 26: 541-549. 2011.

CARDOSO, A.S.; BERNDT, A.; LEYTEM, A.; ALVES, B.J.R.; CARVALHO, I.N.O.; SOARES, L.H.B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. Agricultural Systems. 143:86-96.2016.

CASTRO, D.C.V. Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas. 95 p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz" - ESALQ/USP, Piracicaba. 2013.

CBD - Convenio sobre la Diversidad Biológica: Informe de la décima reunión de la conferencia de las partes en el convenio sobre la diversidad biológica. Nagoya, Japan, 384p., 2011. Disponível em: < https://www.cbd.int/> Acesso em: 05 out. 2015.

CÉSAR, R.G.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; OLIVEIRA, A.M.S.; ALVES, M.C. Does crotalaria (*Crotalaria breviflora*) or pumpkin (*Curcurbita moschata*) inter-row cultivation in restoration plantings control invasive grasses? Scientia agricola. 70(4):268-273. 2013.

CÉSAR, R.G.; VIANI, R,A,G,; SILVA, M.C.; BRANCALION, P.H.S. Does a native grass (*Imperata brasiliensis* Trin.) limit tropical forest restoration like an alien grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.)? Tropical Conservation Science. 7(4):639:656. 2014.

CHAPMAN, C.A.; CHAPMAN, L.J. Forest restoration in abandoned agricultural land: a case sudy from east Africa. Conservation Biology. 13(6):1301-1311. 1999.

CHASE, J.M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. Proceedings of the National Academy of Sciences of *USA*. 104(44):17430–17434. 2007.

CHAZDON, R.L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W.P.; SCHNITZER, S.A; SCHWARZ, E. (Ed.). Tropical Forest Community Ecology. Cingapura: Ho Printing Pte, p. 384–408, 2008a.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. Science, v. 320, p. 1458-1460, 2008b.

CHAZDON, R.L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. Biotropica. 48(6):709-716. 2016.

CLEMENTS F.E. Plant succession: An analysis of community functions. Washington: Carnigie Institutuin Washington ,1916. p.1-512.

CÓDIGO FLORESTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO - Projeto Temático FAPESP - Código Florestal no Estado de São Paulo. GeoLab, LERF, LEPaC, Imaflora, KTH. Disponível em: < https://codigoflorestal.wixsite.com/tematico > Acesso em: 11/12/18.

COLE, R.J.; HOLL, K.D.; KEENE, C.L.; ZAHAWI, R.A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. Forest Ecology and Management. 261:1590-1597. 2011.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M.S.; LINDENMAYER, D.B; GRELLE, C.E.V.; REY BENAYAS, J.M. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. Nature Comunications. 7. 11666. 2016.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. Science Advances. 3. 2017.

CURTIS, P.G.; SLAY, C.M.; HARRIS, N.L.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M.C. Classifying drivers of global forest loss. Science 361, 1108–1111. 2018.

DIAS-FILHO, M.B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Documentos 402. Embrapa Amazônia Oriental. 38p. 2014.

DICKENS, S.J.M.; MANGLA, S.; PRESTON, K.L.; SUDING, K. Embracing variability: environmental dependence and plant community context in ecological restoration. Restoration Ecology. 24(1):119-127.

DUARTE, M.M.; GANDOLFI, S. Diversifying growth forms in tropical forest restoration: Enrichment with vascular epiphytes. Forest Ecology and Management. 401:89–98. 2017.

DOS SANTOS, M.B. Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas. 2011. 115p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

ELGAR, A.T.; FREEBODY, K.; POHLMAN, C.L.; SHOO, L.P.; CATTERALL, C.P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. Frontiers in plant science, 5. 2014.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. Forest Ecology and Management, 152: 169–181, 2001.

ERB, K. et al. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. 553: 73-76.2018.

FAO - The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London. 2011.

FAO - Food and Agriculture Organization. 2012. Disponível em: < http://www.fao.org/faostat/en/ > Acesso em: 19 out 2018.

FAO - Food and Agriculture Organization. Global forest resources assessment 2015. Second edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 54 p. 2016.

FARAH, F.T.; MUYLAERT, R.L.; RIBEIRO, M.C.; RIBEIRO, J.W.; MANGUEIRA, J.R.S.A.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R.R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. Forest Ecoogy. Management, 397, 78– 88. 2017.

FERRAZ, S.F.B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? Landscape Ecology. 29:187-200. 2014.

FILOSO, S.; BEZERRA, M.O.; WEISS, K.C.B.; PALMER, M.A. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. Plos One 12(8). 2017.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTUTUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2015-2016 - Relatório Técnico. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo, 69 p. 2017.

GALDINO, S.; SANO, E.E.; ANDRADE, R.G.; GREGO, C.R.; NOGUEIRA, S.F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A.H.G. Large-scale modeling of soil erosion with rusle for conservationist planning of dregraded cultivated brazilian pastutes. Land degradation & Development.

GANDOLFI, S. Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação. 2017. 105p. Tese de Livre Docência - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

GRAHAM, L.L; PAGE, S.E. Artificial bird perches for the regeneration of degraded tropical peat swamp forest: a restoration tool with limited potential. Restoration Ecology. 20(5):631-637. 2012.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; HARRIS, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. Trends in Ecology & Evolution 24, 599–605. 2009.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. Biotropica, 31(2), 229-242. 1999.

HOLL K.D.; AIDE T.M. When and where to actively restore ecosystems? For Ecology and Management. 261:1558–1563. 2011.

HOLL, K.D., REID, J.L., CHAVES-FALLAS, J.M., OVIEDO-BRENES, F. & ZAHAWI, R.A. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. Journal of Applied Ecology. 54:1091-1099. 2017.

HOLL, K.D. Restoring tropical forests from the bottom up. Science. 355(6324):455-456. 2017.

HOOPER, E.R.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned lan in Panama. Ecology. 85(12):3313-3326. 2004.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. Journal of Applied Ecology. 42:1165-1174. 2005.

IBGE. Censo Agropecuário 2006: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 777 p. 2006.

IBGE – Intituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Disponível em: < www.ibge.gov.br > Acesso em: 22 out 2018.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R. Adubação verde na restauração florestal. In: Adubação Verde e Plantas de Cobertura no Brasil: fundamentos e prática. LIMA-FILHO, O.F.; AMBROSANO, E.J.; ROSSI, F.; CARLOS, J.A.D. (Eds). Brasília, DF. Embrapa. 2014.

JAKOVAC, A.C.C. O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas. 2007. 150p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. New Phytologist. 204:459-473. 2014.

KRONKA, F.J.N. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo - Período de 2008-2009. São Paulo: Instituto Florestal/Governo do Estado de São Paulo, 2010. Disponível em: < http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/sifesp/2016/12/municipio_maior_porc.pdf > Acesso em: 05 out. 2015.

LAESTADIUS, L.; MAGINNIS, S.; MINNEMEYER, S.; POTAPOV, P.; SAINT-LAURENT, C.; SIZER, N. Mapping opportunities for forest landscape restoration. Unasylva 238 : 47-48 . 2011.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degradated tropical forest landscapes. Science, 310:1628-1632. 2005.

LAURANCE, W. Conserving the hottest of the hotspots. Biological Conservation 142: 1137. 2009.

LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GARDNER T. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. Frontiers in Ecology and the Environment 13: 211–218. 2015.

LE BOURLEGAT, JEANNE MARIE GARCIA; GANDOLFI, SERGIUS ; BRANCALION, PEDRO HENRIQUE SANTIM ; DIAS, CARLOS TADEU DOS SANTOS . Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. Hoehnea, v. 40, p. 465-472, 2013.

LOZANO-BAEZ, S.; COOPER, M.; FERRAZ, S.; RIBEIRO RODRIGUES, R.; PIRASTRU, M.; DI PRIMA, S. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. Water. 10:453. 2018.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. Journal of Ecology. 102:475–485. 2014.

MANGUEIRA, J.R.S.A.; HOLL, K.D.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. Ecosystems and People. 15(1):3-10. 2018.

MANGUEIRA, J.R.S.A.; MONTIBELLER, C.; CÉSAR, R.G.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. Métodos de manejo de fragmentos florestais: Revisão da literatura e propostas para orientar a prática. In: Manejo de fragmentos florestais degradados (Org.: ASSIS, L.S.; CAMPOS, M.; GIRÃO, V.J.Campinas. The Nature Conservancy, 2019. 172 p.

MAPBIOMAS - Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil. 2017. Disponível em: < http://mapbiomas.org/ > Acesso em: 14/11/2018.

MARTÍNEZ-GARZA C.; HOWE, H. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. Journal of Aplied Ecology. 40:423-429. 2003.

MARTINS, S.V., SARTORI, M., RAPOSO FILHO, F.L., SIMONELI, M., DADALTO, G., DA SILVA, A.E.S. Potencial da regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Centro de desenvolvimento do agronegócio - CEDAGRO. Vitória. 102 p. 2014.

McDONALD T., GANN, G.D., JONSON, J., DIXON, K.W. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. 2016.

MELI, P.; HOLL, K.D.; REY BENAYAS, J.M.; JONES, H.P.; JONES, P.C.; MONTOYA, D.; MATEOS, D.M. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery.Plos One 12(2). 2017.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, E.C.C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R.R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. Restauration Ecology. 26(2):212-219. 2018.

MELO, F.P.L.; PINTO, S.R.R.; BRANCALION, P.H.S.; CASTRO, P.S.; RODRIGUES, R.R.; ARONSON, J.; Tabarelli, M. Priority settings for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. Environmental Science & Policy 33: 395-404. 2013.

MENZ, M.H.M.; DIXON, K.W.; HOBBS, R. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. science. 339. 2013.

METZGER, J.P. et al. Best practice for the use of scenarios for restoration planning. Current Opinion in Environmental Sustentability. 29:14-25.2017.

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R. Cultura orgânica da cana-de-açúcar, manejo ecológico e biodiversidade faunística associada. In: IX Workshop Agroenergia. Ribeirão Preto. 2015.

MITTERMEIER, R.A.; TURNER, W.R.; LARSEN, F.W.; BROOKS, T.M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Ed. ZACHOS, F.E. and HABEL, J.C. pp.3-22. 2011.

MOLIN, P.G.; CHAZDON, R.L.; FERRAZ, S.f.; BRANCALION, P.H.S. A landscape approach for cost-effectiven large-scale forest restoration. Journal of Applied Ecology. 55:2767-2778. 2018.

MÔNICO, A.C. Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração. 2012. 180p. Dissertação (Mestrado em Ciências - Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

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

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Áreas. New York: Nova Science Publishers, p. 103-126. 2007.

NORDEN, N., ANGARITA, H. A., BONGERS, F., MARTÍNEZ-RAMOS,M., GRANZOW-DE LA CERDA, I., VAN BREUGEL, M., LEBRIJA-TREJOS, E., MEAVE, J. A., VANDERMEER, J., WILLIAMSON, G. B., FINEGAN, B., MESQUITA, R. & CHAZDON, R. L. Successional dynamics in Neotropical Forests are as uncertain as they are predictable. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 112, 8013–8018. 2015.

NYDF - NEW YORK DECLARATION ON FORESTS. Federal Ministry for de Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. 2014. Disponível em: < https://nydfglobalplatform.org/#goals > Acesso em: 12/11/2018.

ODUM, E.P. Ecologia. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434p.

OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E.D.; BURGESS, N.D.; POWELL, G.V.N.; UNDERWOOD, E.C.; D'AMICO, J.A.; ITOUA, I.; STRAND, H.E.; MORRISON, J.C.; LOUCKS, C.J.; ALLNUTT, T.F.; RICKETTS, T.H.; KURA, Y.; LAMOREUX, J.F.; WETENGEL, W.W.; HEDAO, P. & KASSEM, K.R. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. Bioscience 51: 933-938. 2001.

PALMER; M.A.; FILOSO, S. Restoration of ecosystem services for environmental markets. Science 325: 575–576. 2009.

PALOMEQUE, X.; GÜNTER, S.; SIDDONS, D.; HILDEBRANDT, P.; STIMM, B.; AGUIRRE, N.; ARIAS, R.; WEBER, M. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. New Forests. 48:643-662. 2017.

PARDI, M.M. Introdução de espécies de Sub-bosque em áreas de restauração de Florestas Estacionais Semideciduais. 2014. 128p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

PARKER, V.T. The scale of sucessional models and restoration objectives. Restoration Ecology, Tucson, v. 5, n. 4, p. 301-306, 1997.

PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. Forestry Ecology and Management. 99:1-7.1997.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Vegetation dynamics. *In*: van der MAAREL E. (Ed.) Vegetation Ecology. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 172-198.

PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Ed.). A new century for natural resources management. Washington: Island Press, 1995. p. 261-295.

PIMM, S.L.; JENKINS, C.N.; ABELL, R.; BROOKS, T.M.; GITTLEMAN, J.L.; JOPPA, L.N.; RAVEN, P.H.; ROBERTS, C.M.; SEXTON. J.O. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. 344:6187. 2014.

PLANAVEG - Plano nacional de recuperação da vegetação nativa. Ministério do Meio Ambiente. 2014. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/Planaveg/PLANAVEG_20-11-14.pdf > Acesso em: 23 julho 2017.

POORTER L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. Nature. 000. 2016.

PROBIO (Projeto Nacional de Ações Integradas Público-Privadas para Biodiversidade). 2009. Land use and land cover classification of Brazilian biomes. Brasília, Brazil: Ministry of Environment.

REZENDE C.L.; UEZU A.; SCARANO F.R.; ARAUJO D.S.D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. Biodiversity Conservation. 18 p. 2015.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in ecology and conservation. 16:208-214. 2018.

REZENDE, G.M.; VIERIA, D.L.M. Forest restoration in southern Amazonia: soil preparation triggers natural regeneration. Forest Ecology and Management. 433:93-104. 2019.

REY BENAYAS, J.A.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325: 1121–1124. 2009.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological conservation, 142(6), 1141-1153. 2009.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation 142, 1242–1251. 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of highdiversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

ROTHER, D.C. et al. How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the brazilian Atlantic Forest. Tropical Conservation Science. 11:1-9.2018.

ROYAL SOCIETY OF LONDON Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture. 2009. Londres. 86p. 2009. Disponível em: < https://royalsociety.org/~/media/royal_society_content/policy/publications/2009/4294967719.pdf > Acesso em: 18 out 2018.

ROZENDAAL et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. Science Advances. 5:1-10. 2019.

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

SANTOS, F.F.M.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. IF Série Regional, v.31, p.225-228. 2007.

SATTLER, D.; SELIGER, R.; NEHREN, U.; NAEGELI DE TORRES, F.; SOARES DA SILVA, A.; RAEDIG, C.; HISSA, H.R.; HEINRICH, J. Pasture degradation in South East Brazil - status, drivers and options for sustainable land use under climate change. In: LEAL FILHO, W.; ESTEVES FREITAS, L. [Orgs]: Climate Change Adaption in Latin America – Managing Vulnerability, Fostering Resilience. Climate Change Management, Springer, 3-17. 2018.

SEARCHINGER, T.D.; WIRSENIUS, S.; BERINGER, T.; DUMAS, P. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. Nature. 564:249-253. 2018.

SHOO, L.P.; FREEBODY, K.; KANOWSKI, J.; CATTERALL, C.P. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. Conservation Biology. 30(1):121-132. 2015.

SOARES-FILHO B.; RAJAO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Landuse cracking Brazil's forest code. Science. 344:363–364. 2014.

SPAROVEK, G.; CORRECHEL, V.; BARRETO, A.G.O. The risk of erosion in brazilian cultivated pastures. Sciencia Agricola. 64(1):77-82. 2007.

STRASSBURG, B.B.N.; BARROS, F.S.M.; CROUZEILLES, R.; IRIBARREM, A.; SANTOS, J.S.; SILVA, D.; SANSEVERO, J.B.B.; ALVES-PINTO, H.N.; FELTRAN-BARBIERI, R.; LATAWIEC, A.E. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica. 48(6):890-899. 2016.

STRASSBURG, B.B.N. et al. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. Nature Ecology & Evolution. 3:62-70. 2019.

STRASSBURG, B.B.N.; LATAWIEC, A.E.; BARIONI, L.G.; NOBRE, C.A.; DA SILVA, V.P.; VALENTIM, J.F.; VIANNA, M.; ASSAD, E.D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. Global Environmental Change 28: 84–97. 2014.

SUDING, K. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 42:465-87. 2011.

SUGANUMA, M.S.; BARBOSA, C.E.A.; CAVALHEIRO A.L.; TOREZAN, J.M.D. Enriquecimento artificial da diversidade de espécies em reflorestamentos: análise preliminar de dois métodos, transferência de serapilheira e semeadura direta. Acta Scientiarum - Biological Sciences, Maringá, v. 30, n. 2, p. 151-158, 2008.

TGBM - The Green Belt Movement. Annual Report 2016. Quênia. Disponível em: < http://www.greenbeltmovement.org/ > Acesso em: 11 nov 2018.

TNC - The Nature Conservancy. Economia da Restauração Florestal. BENINI, R.M. & ADEODATO, S. (Org.). 1ª ed. São Paulo. 136 p. 2017.

TOH, I.; GILLESPIE, M.; LAMB, L. The role of isolated trees in facilitanting tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. Restoration Ecology. 7(3): 288-297. 1999.

TOLEDO, R.M.; SANTOS, R.F.; VERHEYEN, K.; PERRING, M.P. Ecological restoration efforts in tropical rural landscapes: Challenges and policy implications in a highly degraded region. Land Use Policy. 75:486-493. 2018.

TRUJILLO-MIRANDA, A.L.; TOLEDO-ACEVES, T.; LÓPEZ-BEZERRA, FABIOLA; GEREZ-FERNÁNDEZ, P. Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. Ecological Engineering 117:50-61. 2018.

TYUKAVINA A., HANSEN M.C., POTAPOV P.V., STEHMAN S.V., SMITH-RODRIGUEZ K., OKPA C., AGUILAR R. Types and rates of forest disturbance in Brazilian legal Amazon, 2000–2013. Science Advances, v.3 (4). 2017.

VELDMAN, J.W.; SILVEIRA, F.A.O.; FLEISCHMAN, F.D.; ASCARRUNZ, N.L.; DURIGAN, G. Grassy biomes: An inconvenient reality for large-scale forest restoration? A comment on the essay by Chazdon and Laestadius. American Journal of Botany. 104. 2017.

VIANI, R.A.G., NAVE, A.G., RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V., GANDOLFI, S. (Eds.), High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas. Nova Science Publishers, New York, pp. 145–170. 2007.

VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.M.; CASTRO, D.C.V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P.H. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. Natureza & Conservação, 13(1), 41-46. 2015.

WRI – World Resources Institute 2014. Disponível em: < https://www.wri.org/resources/data-visualizations/infographic-initiative-20x20-restoring-degraded-land-latin-america-and > Acesso em: 20/11/2018.

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

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

ZAHAWI, R.A.; AUGSPURGER, C.K. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foce in degraded lands of Honduras. Ecological Application. 16(2):464-478. 2006.

ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D. Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. Restoration Ecology. 17(6):854-864. 2009.

ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D.; COLE, R.J.; REID, J.L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. Journal of Applied Ecology. 50:88-96. 2013.

ZANETI, B.B. Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial no município de Registro, SP. 2008. 98p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

ZANETTI, R. Manejo integrado de formigas cortadeiras em florestas cultivadas. In: Edison Cantarelli e Ervandil Costa. (Org.). Entomologia florestal aplicada. 1 ed., Santa Maria, RS: Editora UFSM, 2014, v.1, p. 145-162.

2. O EFEITO DO MANEJO DA REGENERAÇÃO NATURAL NA ESTRUTURAÇÃO FLORESTAL DE PASTAGENS

RESUMO

A regeneração natural é a comunidade de espécies de plantas nativas ou exóticas que surge espontaneamente em um dado local. Dentre outros fatores, sua ocorrência, densidade e diversidade dependerão principalmente da resiliência da área, do histórico de uso do solo e da presença de vegetação remanescente na paisagem. Pastagens abandonadas podem apresentar regeneração natural e se recuperarem por sucessão secundária. Entretanto, o manejo da regeneração, através do controle das gramíneas monodominantes e a fertilização do solo pode ser um método de restauração ecologicamente viável para aumentar o ingresso, a sobrevivência e acelerar o crescimento dos indivíduos nativos estabelecidos para levar à reconstrução de florestas. O objetivo desse estudo foi avaliar se, em pastagens vizinhas a fragmentos florestais em Sertãozinho, SP, o controle de gramíneas e a fertilização do solo junto aos indivíduos arbustivo-arbóreos da regeneração natural seria melhor para desencadear a fase de estruturação do processo de restauração florestal, do que o simples abandono dessas pastagens em levar à formação de capoeiras por sucessão secundária. Para isso foram estabelecidos quatro blocos e utilizadas quatro parcelas 12 x 50 m (600 m²) por bloco, dos tratamentos (Controle, Coroamento+fertilização, Herbicida e Herbicida+fertilização), exceto para Herbicida e Herbicida+fertilização que contaram com apenas três blocos. Os regenerantes arbustivo-arbóreos presentes foram identificados e avaliados quanto a sua altura, área de copa, densidade de indivíduos e riqueza de espécies durante 32 meses. Também foi avaliada a fertilidade e a compactação dos solos das pastagens, os bancos de sementes dos solos e o teor foliar de nutrientes para duas espécies fertilizadas e não fertilizadas. Os solos das pastagens apresentaram-se com alta fertilidade, mas compactados. Os bancos de sementes tiveram distribuição espacialmente heterogênea de indivíduos arbóreos, pequena riqueza de espécies arbustivo-arbóreas, alta dominância de espécies arbustivas, especialmente *Solanum paniculatum* L.. As comunidades regenerantes estabelecidas foram muito semelhantes àquelas observadas nos bancos de sementes. O tratamento com manejo mais intensivo (Herbicida+fertilização) apresentou maior densidade de indivíduos, altura e área de copa. De forma oposta, o Controle apresentou uma sucessão secundária muito lenta ou estagnada. O tratamento Coroamento+fertilização favoreceu o aumento da altura pelo fertilizante aplicado, mas as gramíneas presente limitaram o ingresso e aumento da densidade de indivíduos. No tratamento com Herbicida, a densidade de indivíduos e a área da copa aumentaram devido ao controle das gramíneas em área total. Nesse tratamento o crescimento em altura dos indivíduos foi menor do que aqueles do tratamento Herbicida+fertilização, pela não aplicação de fertilizantes, comprovada pelos menores teores foliares de nutrientes observados no tratamento só com Herbicida. Os tratamentos aplicados não afetarem a riqueza de espécies, que foi pequena em todos eles. Quanto maior o manejo e a intensidade aplicados à regeneração natural maiores foram os resultados obtidos. Contudo, mesmo as pastagens estando vizinhas a fragmentos florestais, devido a pequena densidade de indivíduos, distribuição heterogênea e baixa diversidade de espécies arbóreas presentes nas comunidades regenerantes estudadas até os 32 meses, não se observou, nem via sucessão secundária, nem através dos diferentes manejos da regeneração utilizados, a formação de florestas jovens. Esse estudo demonstra que em áreas muito fragmentadas e em pastagens com histórico de intenso uso do solo, a simples presença de florestas, mais ou menos preservadas, próximas a pastagens não é uma garantia que se possa, com a regeneração natural, convertê-las em fisionomias florestais. O estudo mostra, portanto, que mesmo em condições aparentemente favoráveis, muitas vezes será preciso empregar métodos de restauração mais previsíveis, como plantio de mudas e/ou semeadura direta.

Palavras-chave: Pastagens abandonadas; Restauração ecológica; Manejo da regeneração natural; Controle de gramíneas; Fertilização; Estruturação florestal

ABSTRACT

Natural regeneration is the community of native or exotic plant species that arises spontaneously at a given location. Among other factors, its occurrence, density and diversity will depend mainly on the resilience of the area, the history of land use and the presence of forest remnants in the landscape. Abandoned pastures may exhibit natural regeneration potential and recover through secondary succession. However, the management of natural regeneration through the control of monodominant grasses and soil fertilization is an ecologically feasible restoration method to increase the entry, survival and to accelerate the growth of established individuals and result in forest reconstruction. The objective of this study was to evaluate if grass control and soil fertilization near shrubs and trees of the natural regeneration, in pastures adjacent to forest fragments, would be better to trigger the structuring phase of the forest restoration process, than the simple abandonment of pastures. To do so, four 12x50 m (600 m²) blocks were deployed with four plots each (control, crowning + fertilization, herbicide and herbicide + fertilization); except for the treatment herbicide and herbicide + fertilization, which were deployed in only three blocks. The wildlings were identified and had their height, crown area, density and species richness assessed for 32 months. Soil fertility and compaction, soil seed banks and leaf nutrient content of two species (fertilized and non-fertilized) were also evaluated. Pasture soils presented high fertility but were compacted. Seed banks had heterogeneous spatial distribution of tree individuals, low richness of shrub species, and high dominance of shrub species, especially *Solanum paniculatum* L. The established regenerating communities were very similar to those obtained from seedbanks. The treatment of more intensive management (Herbicide + fertilization) resulted in higher density of individuals, height and crown area. In contrast, the secondary succession in the control treatment was very slow or stagnated. Crowning + fertilization favored height increase after fertilization, but the grasses limited the entry and the density increase of individuals. In the herbicide treatment, the density of individuals and the canopy cover increased due to grass control in the whole area. In this treatment, height growth was smaller than that in the herbicide + fertilization treatment, due to the lack of fertilization, as evidenced by the lower foliar nutrient content observed for the herbicide treatment. Treatments did not affect species richness, which was low in all of them. The higher the management intensity applied to natural regeneration, the greater the results obtained. However, the formation of young forests was not observed neither via secondary succession alone nor through the different management applied to natural regeneration, even though the pastures were close to forest fragments, due to the low density of individuals, the heterogeneous distribution and the low diversity of tree species present in the regenerating communities studied up to 32 months. This study shows that, in very fragmented areas and in pastures with a history of intense land use, the simple presence of a more or less preserved forest does not guarantee that adjacent pastures will be converted in forests by natural regeneration alone. Therefore, this study showed that even under apparently favorable conditions, more predictable restoration methods such as seedlings plantation or direct sawing may be necessary.

Keywords: Abandoned pastures; Ecological restoration; Natural regeneration management; Grass control; Fertilization; Forestry estruturation

2.1. Introdução

Uma vez degradadas, as florestas tropicais poderão se recuperar por meio de duas formas: espontaneamente, através do simples abandono da área e não realização de ação alguma, ocorrendo o desenvolvimento do processo de sucessão secundária BENÍTEZ-MALVIDO *et al.*, 2001; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2008a); ou pela aplicação de métodos de restauração ecológica como, por exemplo, o manejo da regeneração natural (HOOPER et al., 2004; ELGAR et al., 2014; SHOO et al., 2015; HOLL et al., 2016; ROCHA et al., 2016; PALOMEQUE et al., 2017; REZENDE; VIEIRA, 2019). A regeneração natural é definida pela flora de espécies nativas ou exóticas que surge espontaneamente em um dado local e que, muitas vezes, representa o início da sucessão florestal secundária (CHAZDON, 2008a). O manejo da regeneração visa favorecer

intencionalmente a sobrevivência e o crescimento das espécies nativas, principalmente arbustivas e arbóreas, que são as principais responsáveis pela recriação do habitat florestal através do dossel (RODRIGUES et al., 2011; BRANCALION et al., 2015; PALOMEQUE et al., 2017; REZENDE; VIEIRA, 2019). Em casos especiais podem ser manejadas as espécies arbóreas exóticas presentes na regeneração (KANOWSKI et al., 2008; ELGAR et al., 2014; CATTERALL, 2016; CATTERALL et al., 2016), que ao longo do tempo devem ser eliminadas intencionalmente ou naturalmente pelo próprio processo sucessional (SUGANUMA et al., 2014).

Para padronização de terminologia será considerado nesse estudo o termo "condução da regeneração natural" abrangendo os termos regeneração assistida (em inglês *assisted regeneration*); e restauração passiva (em inglês *passive restoration*), que por prever um mínimo de ação possível (isolamento inicial e recorrente contra fatores de degradação como gado e fogo), também deve ser considerada uma ação de restauração. Alguns trabalhos tem tratado a utilização de ações de restauração como restauração ativa (em inglês *active restoration*) de forma errônea já que restauração pressupõe ação (vide glossário em McDONALD et al., 2016). A "condução da regeneração" será diferenciada somente dos outros métodos de restauração (plantio, semeadura, etc.) e da sucessão secundária, que não contempla intervenção humana e também tem sido tratada inadequadamente como restauração espontânea (em inglês *spontanuous restoration*) ou restauração não assistida (em inglês *unassisted restoration* - para mais detalhes ver ZAHAWI et al., 2014).

Em muitos países, incluindo o Brasil, a expressão da regeneração natural tem sido verificada a partir de estudos de cronosequências na escala da paisagem e com o uso de imagens de satélite (NEEF et al., 2006; HELMER et al., 2008; TEIXEIRA et al., 2009; YUAN et al., 2017). Rezende et al. (2015), por exemplo, verificaram que em 36 anos a cobertura florestal da Mata Atlântica em Trajano de Morais, RJ, expandiu-se naturalmente em 15%. Em uma matriz agrícola dominada por cultivos de cana-de-açúcar e pastagens no interior do Estado de São Paulo, Ferraz et al. (2014) verificaram que a cobertura florestal se expandiu de oito para 16% nos últimos 60 anos. Martins et al. (2014) realizaram um diagnóstico para o Estado do Espírito Santo e concluíram que, em um período de 33 anos, a regeneração natural expandiu 2,31% a cobertura florestal do Estado e que cerca de 60% de sua área total apresenta alto potencial de regeneração.

Apesar desses resultados em largos períodos de tempo, ainda não existem registros de estudos no Brasil que acompanharam *in loco* as trajetórias de restauração de comunidades em que a regeneração foi manejada, em seus primeiros anos de estabelecimento em regiões com matriz altamente fragmentada, sobre pastagens e em FES. Ainda que exista resiliência suficiente para que a regeneração natural ocorra em pastagens sob domínio de FES no Brasil (FERRAZ et al., 2014; CROUZEILLES et al., 2017; MOLIN et al., 2018), pouco se sabe sobre os efeitos dos filtros ecológicos e os padrões de funcionamento no início do processo de restauração dessas comunidades, que por sua vez serão determinantes no direcionamento de suas trajetórias de restauração (NORDEN et al., 2015; BRUDVIG et a., 2017; STUBLE et al., 2017). A importância e desenvolvimento de estudos como esses têm crescido cada vez mais em florestas tropicais (GERHARDT, 1993; GRISCOM et al., 2005; SHOO et a., 2015; PALOMEQUE et al., 2017; TRUJILLO-MIRANDA et a., 2018).

Mesmo que de forma empírica, pode-se afirmar que a utilização da regeneração natural iniciou-se no Brasil no projeto de reflorestamento da Floresta Nacional da Tijuca no Rio de Janeiro por volta de 1861 (CÉZAR; OLIVEIRA, 1992). Os regenerantes que surgiam eram incorporados aos plantios, que tinham como objetivo conservar e aumentar a produção de água para a população. Mais de 150 anos depois, também no Rio de Janeiro, ocorreu em 2014 o evento "*The Role of Natural Regeneration in Large-scale Forest Landscape Restoration: Challenge and Opportunity*", cujo principal objetivo foi entender melhor as mudanças e oportunidades proporcionadas pela

regeneração natural no cenário da restauração, inserindo-a como a principal responsável pelas iniciativas de restauração em larga-escala em todo o mundo (IIS et al., 2014). Atualmente o método é visto como a principal solução para a expansão da restauração frente à demanda global por alta eficiência ecológica e melhores relações custo-benefício (FERRAZ et al., 2014; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CHAZDON; URIARTE, 2016; BRANCALION et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017; MOLIN et al., 2018). Todavia, repetidamente muitos desses autores desconsideram o fato científico, amplamente demonstrado em literatura de todos os continentes e em diferentes formações vegetais, de que o processo sucessional resultante do simples abandono ou isolamento de áreas é imprevisível (PARKER; PICKETT; 1999; PICKETT; CADENASSO, 2005; CHAZDON, 2008b; PICKETT et al., 2008). Sendo assim, esse processo sucessional pode, ou não, resultar nos objetivos desejados, em termos de tempo, composição, estrutura, riqueza, biomassa, carbono, redução da extinção de espécies, etc. Ao proporem que a recuperação de florestas tropicais se dê preferencialmente pelo processo de sucessão secundária (nesses textos - restauração passiva, espontânea ou não assistida), esses autores podem estar induzindo políticas públicas ou privadas destinadas ao fracasso.

A regeneração natural em pastagens é regida por processos que ocorrem na escala local e da paisagem (SHOO et a., 2015; ARROYO-RODRIGUES, 2017; CROUZEILLES et al.; 2016; MOLIN et al., 2018; TRUJILLO-MIRANDA et a., 2018), compondo a "memória ecológica" do sítio (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Em relação à paisagem destacam-se fatores como relevo; tipo, manejo e duração da cultura anterior; vegetação nativa remanescente, etc. O manejo da regeneração natural na escala local dependerá da resiliência do ecossistema em relação ao grau da degradação ocorrida (UHL et al., 1988; NEPSTAD et al., 1991), da presença de bancos de sementes e estruturas de rebrota (NEPSTAD et al., 1996; HOLL, 1999; DURIGAN et al., 1998; ZIMMERMAN et al., 2000; SAMPAIO et al., 2007), da chuva de sementes (NEPSTAD et al., 1996; DUNCAN; CHAPMAN, 1999; CUBIÑA; AIDE, 2001; MARTÍNEZ-GARZA; GONZÁLEZ-MONTAGUT, 2002; CHARLES et al., 2017), da atividade de dispersores (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000; FINK et al., 2009; PEÑA-DOMENE et al., 2014), da predação das sementes (NEPSTAD et al., 1996; HOLL; LULOW, 1997; COLE, 2009; GALETTI et al., 2015), do tipo de gramínea ou arbustos presentes nas pastagens (HOFFMANN; HARIDASAN, 2008; GÜNTER et al., 2009; CELIS; JOSE, 2011; CÉSAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017), do efeito da herbivoria (NEPSTAD et al., 1996; GUNARATNE et al., 2011), etc.

Juntos esses fatores determinarão a presença, riqueza, composição, abundância, distribuição e crescimento de indivíduos arbustivo-arbóreos que são os principais responsáveis pela estruturação do ambiente florestal nessas pastagens. Portanto, fica clara a série de filtros ecológicos que introduzem grande complexidade e imprevisibilidade em relação à presença e forma de expressão que a regeneração pode vir a ter (SAMPAIO et al., 2007; NORDEN et al. 2015; ROCHA et al., 2016; LOZANO-BAEZ et al. 2019; REZENDE; VIEIRA, 2019).

Fatores como clima, relevo e custo de oportunidade do solo são responsáveis por determinar a aptidão agrícola para determinada região perante as culturas (FERRAZ et a., 2014; ALKIMIM et al., 2015; LATAWIEC et al., 2015; LOZANO-BAEZ et al. 2018; MOLIN et al., 2018). O tempo de exploração e o grau de tecnologia empregado (uso de fogo, mecanização, aplicação de pesticidas, etc) afeta não só as áreas agrícolas dessas propriedades, mas também os fragmentos remanescentes do entorno (CROUZEILLES et al., 2016; MOLIN et al., 2018). Relevos mais planos são mais mecanizáveis e ocorrem mais intervenções no solo que comprometem o estoque do banco de sementes e estruturas radiculares de rebrota (BUSHBACHER et al., 1988; UHL et al., 1988; GARWOOD, 1989; VIEIRA et al., 2006; FERREIRA et al., 2017). Dentre essas intervenções podem ser citadas o

uso de maquinário pesado como grades e arados e aplicações de produtos químicos, dentre eles herbicidas pré e pós-emergentes (BUSHBACHER et al., 1988; UHL et al., 1988; SPAROVEK, 2007; FLÓRIDO et al., 2015).

De forma oposta, em regiões mais íngremes e com manejo menos intensivo se tem uma maior conservação da resiliência, tanto do solo, quanto da paisagem pela proximidade com mais fragmentos (MARTINS et al., 2014; REZENDE et al., 2015; BRANCALION et al., 2016; MOLIN et al., 2018). Ainda de acordo com o histórico de uso das áreas deve-se destacar a importância de aspectos relacionados aos solos como qualidade física (compactação, granulometria, porosidade, infiltração de água, umidade, etc – NEPSTAD et al., 1996; HOLL, 1999; LOZANO-BAEZ et al. 2018; REZENDE; VIEIRA, 2019), química (pH, fertilidade, quantidade de matéria orgânica, saturação por alumínio, etc – AIDE; CAVELIER, 1994; DURIGAN et al., 1998; HOLL et al., 2000; ZAHAWI et al., 2015) e biológica (macro e microfauna, micorrizas, etc – HOLL et al., 2000; PAULA et al., 2014; FRANCO et al., 2016), assim como face de exposição (CHARLES et al., 2017), etc. Lozano-Baez et al. (2019) concluíram que o uso pretérito da área é um fator crucial na explicação da variação de atributos do solo e da vegetação em áreas com diferentes estratégias de restauração incluindo a condução da regeneração natural.

O tamanho, grau de conservação e proximidade dos fragmentos remanescentes também afetam fortemente a expressão da regeneração (TEIXEIRA et al., 2009; JOLY et al., 2014; REZENDE et al., 2015; CHARLES et al., 2017; CROUZEILLES et al., 2016; BELO et al., 2017; FARAH et al., 2017). Crouzeilles & Curran (2016) verificaram a quantidade de floresta no entorno da área em restauração sendo o principal fator determinante no sucesso do retorno do ecossistema de referência, especialmente em paisagens com 50% ou mais de cobertura florestal. Todavia deve-se destacar que no bioma Mata Atlântica existe uma cobertura florestal de apenas 28% (REZENDE et al., 2018), alcançando condições extremas de fragmentação e isolamento na paisagem como no interior do Estado de São Paulo e, por exemplo, em Sertãozinho com menos de 5% (KRONKA, 2010). Em situações como essa o processo sucessional fica impedido ou limitado em regiões extensas, sendo necessárias ações de restauração.

Entre 70-94% das espécies arbóreas tropicais produzem frutos carnosos (HOWE; SMALLWOOD, 1982), que são consumidos e podem ser dispersos por animais, principalmente aves e morcegos (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000; FINK et al., 2009; PEÑA-DOMENE et al., 2014; BELO et al., 2017; BOVO et al., 2018). Em paisagens muito fragmentadas o deslocamento desses dispersores é comprometido pela exposição a predadores, condições ambientais hostis (alta temperatura e incidência de luz) e falta de locais para abrigo e obtenção de alimentos (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000; CATTERALL et al., 2016). Apesar de alguns trabalhos demonstrarem que espécies dispersoras mais generalistas acabam assumindo um papel importante nesses ambientes (ATHIÊ; DIAS, 2012), a chuva e o banco de sementes tendem a decrescer da borda dos fragmentos para o interior das pastagens (AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1999; ZIMMERMAN, et al., 2000; CUBIÑA; AIDE, 2001; CHARLES et al., 2017); e ocorrer próximo a árvores isoladas (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000). Em FES as espécies dispersas pelo vento assumem uma importância maior que em florestas úmidas e por se deslocarem melhor em áreas abertas elas acabam regenerando bastante no interior das pastagens (OLIVEIRA; MOREIRA, 1992; NATHAN et al., 2002; VIEIRA; SCARIOT, 2006).

Nesse contexto destaca-se na paisagem a presença de árvores isoladas atuando como "trampolins", que além de favorecerem o deslocamento da fauna como pontos seguros de descanso, contribuem para a maior chuva de sementes, germinação e estabelecimento de indivíduos regenerantes sob suas copas (TOH et al., 1999; HOLL et al., 2000; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; THOMSON et al., 2011). Esses indivíduos remanescentes atuam tanto na limitação do crescimento da gramínea forrageira pelo sombreamento, quanto pela melhoria das

condições microclimáticas para a regeneração (MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011). As espécies arbustivas também desempenham um papel importante na facilitação para ocorrência de regeneração na colonização inicial de pastagens (VIEIRA et al., 1994; HOLL, 1998; TOH et al., 1999; HOLL, 2002; GÜNTER et al., 2009; ELGAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017). A partir dessas observações desenvolveram-se os conceitos de uso de poleiros naturais e artificiais como meios de atrair a fauna e aumentar chuva de sementes (GRAHAM; PAGE, 2012; ELGAR et al., 2014; CÉSAR et al., 2014), apesar dessa estratégia não necessariamente refletir no efetivo estabelecimento de regenerantes (REID; HOLL, 2013). Também têm crescido o número de pesquisas com uso de árvores isoladas e "ilhas de vegetação" para aumentar a permeabilidade da matriz e permitir a facilitação da regeneração (TOH et al., 1999; HOLL et al., 2000; ZAHAWI; AUGSPURGER 2006; ZAHAWI et al., 2013; CATTERALL et al., 2016; HOLL et al., 2016).

Alguns arbustos, samambaias e principalmente a espécie forrageira utilizada na pastagem, que geralmente é exótica e agressiva, podem tornar-se monodominantes e se constituir um importante limiar ecológico para que a regeneração não ocorra ou aconteça de forma lenta (LAMB et al., 2005; SUDING et al., 2004; CHAZDON, 2008b; GÜNTER et al., 2009; ARROYO RODRIGUES et al., 2017; PALOMEQUE et a., 2017; TRUJILLO-MIRANDA et a., 2018; REZENDE; VIEIRA, 2019). De forma adicional, espécies arbóreas invasoras e exóticas (p.ex., *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth, *Pinus* sp., etc) podem levar ao desenvolvimento de comunidades vegetais indesejadas (PARROTA, 1999; ABREU; DURIGAN, 2011; ZENNI; ZILLER, 2011; DECHOUM; ZILLER, 2013). Para todos os casos citados é possível que após décadas se tenha florestas pobres em espécies nativas ou formadas por uma mistura de espécies nativas e exóticas invasoras, situações essas inadequadas para a restauração ecológica em termos de conservação, sobretudo, frente à urgência da crise da biodiversidade mundial (LAURANCE, 2009; MITTERMEIER et al., 2011; JOLY et al., 2014; PIMM et al., 2014).

Dependendo das condições locais e da espécie de gramínea considerada nas pastagens, tanto a facilitação quanto a competição podem ocorrer. As gramíneas podem favorecer ou competir com a vegetação arbórea por luz (NEPSTAD et al., 1996; HOLL, 1999; CELIS; JOSE, 2011; MELI; DIRZO, 2013), na escala das sementes inibindo ou tornando a germinação possível por conservar o microclima local (AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1999; ZIMMERMAN et al., 2000; BROOKS et al., 2009); por espaço, tornando-se uma barreira física para que as sementes encontrem o solo e os regenerantes a transponham (AIDE; CAVELIER, 1994; SUN; DICKSON, 1996; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; MELI; DIRZO, 2013), mas também protegendo sementes e regenerantes contra predadores ou herbivoria (AIDE; CAVELIER, 1994; ZIMMERMAN et al., 2000); por nutrientes, absorvendo-os e reduzindo a fertilidade ou aportando matéria orgânica (NEPSTAD et al., 19996; HOLL, 1999; ZIMMERMAN et al., 2000; GUNARATNE et al., 2011); e por água, limitando-a para os regenerantes especialmente na estação seca ou conservando umidade para sustentar a germinação e estabelecimento, etc (GERHARDT, 1993; HOLL, 1999; VIEIRA; SCARIOT, 2006; LOZANO-BAEZ et al., 2019).

Então mesmo que em alguns casos as gramíneas em pastagens abandonadas contribuam em alguns aspectos, quando elas apresentam elevada biomassa e tornam a sucessão estagnada, acabam se tornando um dos principais filtros ecológicos para a restauração. Por isso muitos estudos têm sido realizados buscando entender a melhor forma de controla-las (AIDE; CAVELIER, 1994; DURIGAN et al., 1998; HOOPER et al., 2004; GRISCOM et al., 2005; CRAVEN et al., 2009; GUNARATNE et al., 2011; ELGAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017; REZENDE; VIEIRA, 2019). Outro ponto relacionado às gramíneas é a alta flamabilidade e geração de material combustível que favorece a ocorrência de incêndios (NEPSTAD, 1991; D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HOOPER et al., 2005; CELIS; JOSE, 2011). O manejo de pastagens com uso do fogo ou mesmo sua ocorrência

acidental ou de forma natural compromete o banco de sementes e regenerantes das espécies arbóreas e arbustivas e devido à alta capacidade de germinação e rebrota aumenta as chances de que gramíneas, trepadeiras e lianas se tornem hiperabundantes (AIDE; CAVELIER ,1994; HOOPER et al., 2005; MELO et al., 2007; MELO; DURIGAN, 2010; MANGUEIRA et al., 2019). Por fim deve-se considerar a produção de compostos alelopáticos por algumas espécies de gramíneas que podem comprometer a germinação e crescimento da regeneração (FAGIOLI et al., 2000; HIERRO; CALLAWAY, 2003; HOFFMANN; HARIDASAN, 2008; KATO-NOGUCHI et al., 2014).

Desconsiderando-se as sementes das gramíneas, o banco de sementes do solo de pastagens com florestas no entorno é composto majoritariamente por espécies arbustivo-arbóreas pioneiras que possuem capacidade de se manterem dormentes, embora muitas apresentem tempo de vida curto (UHL et al., 1988; GARWOOD, 1989). As espécies de grupos ecológicos finais da sucessão dificilmente colonizam pastagens em áreas muito fragmentadas tanto pela falta de atividade dos dispersores como pelas condições adversas do ambiente (MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; BOVO et al., 2018). As sementes de espécies iniciais e finais da sucessão, ao serem dispersas, dependerão de encontrar condições favoráveis para germinação no microssítio onde caírem – *safesites* (HARPER et al., 1961; BERTACCHI, et al. 2012).

A capacidade de rebrota e presença de raízes gemíferas também confere uma alta capacidade de regeneração após distúrbios a muitas espécies de florestas mais secas como a FES (GERHARDT, 1993; GRISCOM et al., 2005; VIEIRA; SCARIOT, 2006; SAMPAIO et al., 2007; MAZA-VILLALOBOS, et al., 2011). Melo & Durigan 2010 verificaram que a recuperação da riqueza florística de espécies finais da sucessão após ocorrência de fogo foi devido a rebrota, o que torna a FES menos dependente do banco de sementes para a manutenção das populações florestais. Entretanto em várias pastagens ocorre a redução da capacidade de rebrota de muitos indivíduos pelas intervenções realizadas nas manutenções (VIEIRA; SCARIOT, 2006), transformando para os proprietários, o "pasto sujo" em um "pasto limpo".

Em pastagens tropicais com potencial de regeneração natural, poderá ser realizado o manejo da mesma com o intuito de acelerar e/ou melhorar o processo de estruturação da comunidade florestal (CHAZDON, 2016; RODRIGUES et al., 2011). Esse método se destaca por representar as espécies regionais já adaptadas às condições locais (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Entre as ações visando favorecer a regeneração em pastagens, pode ser citado o isolamento do gado com a construção de cercas, a construção de aceiros contra incêndios, o controle de formigas cortadeiras, o manejo de competidores (arbustos, samambaias, trepadeiras e principalmente gramíneas), a fertilização etc (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011). Entre as técnicas de combate às gramíneas está o controle mecânico ou químico em área total e localizado (AIDE; CAVELIER, 1994; DURIGAN et al., 1998; ZIMMERMAN et al., 2000; HOOPER et al., 2005; BROOKS et al., 2009; REZENDE; VIEIRA, 2019).

O efeito da fertilização de espécies nativas em campo ainda foi pouco explorado em estudos científicos e essa estratégia pode contribuir para acelerar o crescimento arbóreo na restauração, em especial na condução da regeneração natural devido ao alto grau de competição com as gramíneas (RESENDE et al., 1999; HOLL et al., 2000; FURTINI NETO et al., 2000; NAVE, 2005; CAMPOE et al., 2010; SORREANO et al., 2012). Campoe et al. (2010) comparou um manejo intensivo, com aplicação de herbicida frequente e uma fertilização três vezes maior, com o manejo menos intensivo em um plantio de restauração em pastagem, encontrando que o acúmulo de biomassa foi quatro vezes maior e que 19 das 20 espécies testadas responderam positivamente ao manejo com uma média de produtividade 2,7 vezes superior no manejo intensivo comparado ao menos intensivo.

Tanto de forma natural (sucessão secundária), quanto na condução da regeneração, as comunidades resultantes apresentam alta heterogeneidade no tempo e espaço e podem se expressar de forma muito lenta, não só

em países temperados (BRUDVIG et a., 2017; STUBLE et al., 2017), mas também em florestas tropicais (CHAZDON, 2016, NORDEN et al., 2015; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CHARLES et al., 2017; TRUJILLO-MIRANDA et al., 2018; REZENDE; VIEIRA, 2019). Alguns estudos têm indicado a necessidade de 30-50 anos para que comunidades em sucessão secundária se tornem similares em estrutura e diversidade às florestas tropicais de referência (AIDE et al., 2000; SHOO et al., 2015; ROZENDAAL et al., 2019).

Dessa forma, comunidades em sucessão secundária ou com a regeneração sendo conduzida podem receber ações de restauração complementares como os plantios de mudas para adensamento e/ou plantio ou semeadura direta de enriquecimento (RODRIGUES et al., 2009). Esses autores definem o adensamento como o plantio de mudas de espécies já presentes numa área para aumentar sua densidade local e contribuir para a cobertura de espaços abertos. Comumente o adensamento é feito introduzindo-se mais indivíduos de espécies pioneiras, com rápido crescimento e abertura de copas para preenchimento dos espaços não ocupados pela regeneração e fechamento do dossel. Já o enriquecimento é uma introdução de indivíduos visa aumentar a riqueza de espécies numa área em processo de restauração. Frequentemente ele é realizado utilizando-se espécies de grupos ecológicos mais tardios (secundárias iniciais, secundárias tardias e clímaces), de diferentes grupos funcionais (atrativas de dispersores e polinizadores, grau de deciduidade, resistência a geadas etc), de diferentes formas de crescimento (arbustos, lianas, epífitas, palmeiras, etc); e também pode ser utilizado para aumentar a diversidade genética das populações ou introduzir espécies raras ou ameaçadas de extinção (MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; LAMB et al., 2005; PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; MANGUEIRA et al., 2018). Em alguns casos também ocorre a regeneração natural de espécies exóticas, sendo possível a sua eliminação (PODADERA et al., 2015) ou o manejo controlado de forma a se beneficiar da funcionalidade desses regenerantes na estruturação das comunidades (SARTORI et al., 2002; KANOWSKI et al., 2008; VENZKE et al., 2012; ELGAR et al., 2014; CATTERALL et al., 2016).

Portanto, o manejo da regeneração natural pode ser considerado uma alternativa com alto potencial ecológico, técnico, econômico e social para a restauração florestal de pastagens em florestas tropicais (BULLOCK et al., 2011; BRANCALION et al., 2016; LATAWIEC et al., 2016; STRASSBURG et al., 2016; STRASSBURG et al., 2019). Diante da alta fragmentação e pouca cobertura florestal presente na Mata Atlântica, entender os padrões de funcionamento da regeneração natural e como manejá-la em FES contribuirá para a evolução da restauração ecológica em uma área extensa e sensível ecologicamente.

Com base nessas considerações o objetivo desse estudo foi avaliar o controle de gramíneas e a fertilização do solo junto a regeneração natural de indivíduos arbustivo-arbóreos para o desencadeamento da fase de estruturação florestal de pastagens com fragmentos florestais próximos. Para isso foram estabelecidas duas hipóteses. A primeira hipótese seria de que, por estarem as pastagens em estudo vizinhas a fragmentos florestais relativamente preservados, aos 32 meses após o inicio do estudo, deveriam ser encontrados nas áreas que foram apenas abandonadas cerca de 1.111 regenerantes arbóreos por hectare, que em plantios é suficientes para levar a criação de um dossel florestal aos 36 meses (NAVE; RODRIGUES, 2007). A segunda hipótese foi que quanto maior a intensidade dos manejos aplicados à regeneração (forma de controle das gramíneas e fertilização), maior a densidade de indivíduos, o crescimento em altura e área de copa e o número de espécies, comparativamente à regeneração não manejada.

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Tratamentos utilizados

Para o estudo do efeito do controle de gramíneas e da fertilização do solo na regeneração de indivíduos arbustivo-arbóreos no Capítulo 1 foram utilizados os tratamentos 1 a 4 (Figura 6). De forma a padronizar inicialmente as condições nas áreas em observação, todas as áreas de estudo foram roçadas. Em seguida todas as parcelas experimentais foram alocadas em dezembro de 2015 e ficaram abandonadas por um ano, tempo mínimo necessário para diagnosticar se a área possuía resiliência e se nelas surgiria uma regeneração arbustivo-arbórea suficiente para iniciar a formação de uma capoeira ou pelo menos suficiente para ser conduzida (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009). Após esse período os tratamentos com manejo (T2, T3 e T4) começaram a receber as atividades planejadas, enquanto o tratamento Controle permaneceu sem intervenção.

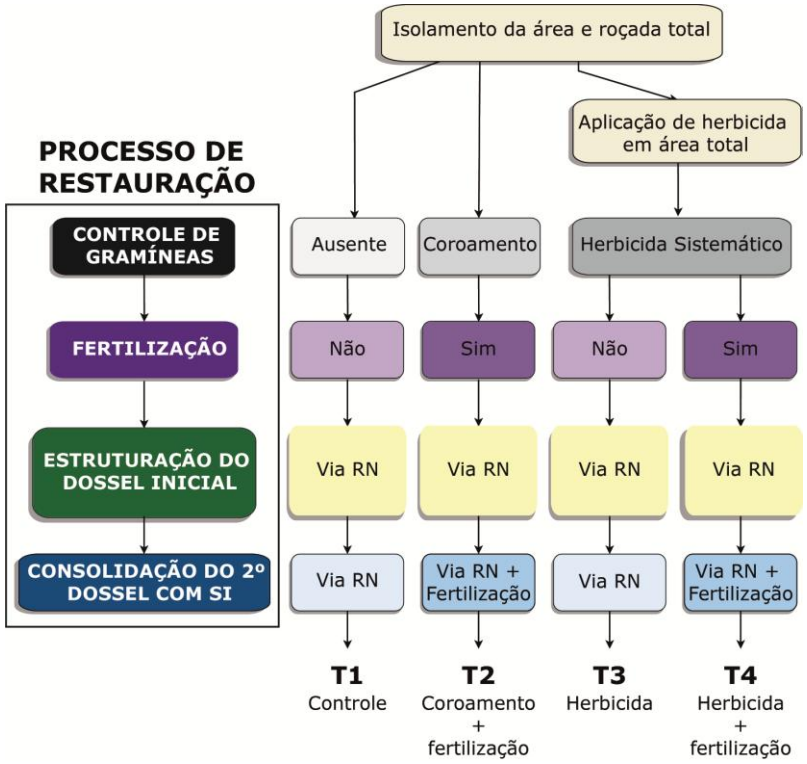

Figura 6. Tratamentos utilizados no Capítulo 1 no estudo da regeneração natural em pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP, entre 2015-2018. (RN = regeneração natural, Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais).

Em pastagens abandonadas a presença de gramíneas monodominantes e a falta de fertilidade dos solos constituem dois possíveis filtros ecológicos importantes. Desta forma, no tratamento 2 foi realizado o coroamento e fertilização dos indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos presentes na área, operações básicas comumente feitas no manejo da regeneração natural. O coroamento foi realizado retirando-se a parte aérea e radicular de toda vegetação (exceto outros possíveis regenerantes) em um raio de 80-100 cm ao redor das plantas marcadas como regenerantes. Os tratamentos 3 e 4 foram implantados para tentar superar de forma mais eficiente esses filtros ecológicos através do controle sistemático com herbicida (T3-Herbicida), e uma possível limitação da fertilidade do solo, utilizando-se a

fertilização (T4-Herbicida+fertilização). Detalhes sobre as operações de coroamento, aplicação de herbicida e fertilização estão no ANEXO A.

As aplicações de herbicida nos tratamentos 3 e 4 foram realizadas a partir do momento em que as gramíneas já poderiam representar riscos de competir por recursos com as espécies nativas regenerantes e eram sempre direcionadas às touceiras da gramínea. Dependendo da biomassa da gramínea, por tratamento e parcela, em média foram feitas 2 a 4 operações de coroamento e aplicações com herbicida por ano (Figura 7). Informações detalhadas sobre coroamento e aplicação de herbicidas estão descritas no ANEXO A.

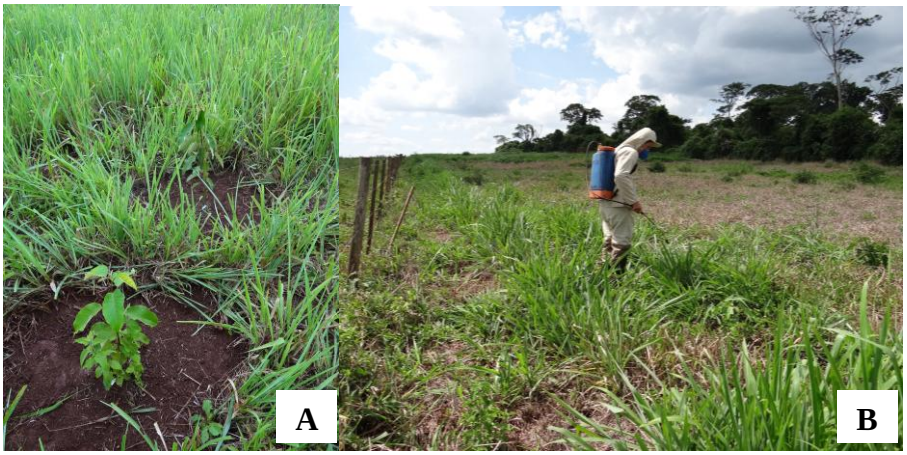

Figura 7. Controle localizado de gramíneas com coroamento de indivíduos regenerantes de *C. floribundos* (A). Controle seletivo de gramínea com aplicação de herbicida em área total com pulverizador costal (B). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2016).

Todos os indivíduos fertilizados (regenerantes dos Capítulos 1 e 2 ou plantados dos Capítulos 2 e 3) receberam doses iguais na fertilização de plantio e nas duas fertilizações posteriores (fertilizações de cobertura), aproximadamente aos 90 e 180 dias, sendo todas realizadas por meio de covetas laterais, conforme recomendado pelo Dr. Ronaldo Luiz Vaz de Arruda Silveira[2] e Gonçalves (2011) (Figura 8). A fertilização de plantio, assim como as posteriores de cobertura, também foi adotada para todos regenerantes, mesmo não tendo sido plantados e apresentando altura superior a 50 cm e idades variáveis, sendo equivalentes a "novos indivíduos plantados".

As recomendações de doses e formulações foram realizadas por Ronaldo Luiz Vaz de Arruda Silveira[2]. Com base no teor de cálcio no solo esse pesquisador utilizou os valores de referência apresentados por Gonçalves (2011) para descartar a necessidade de calagem. Detalhes da fertilização são apresentados no ANEXO A.

[2] Ronaldo Luis Vaz de Arruda Silveira, engenheiro florestal, doutor em Solos e Nutrição pela Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – ESALQ/USP.

Figura 8. Abertura de covetas laterais com perfurador de solo para fertilização de indivíduo plantado (A). Detalhe da colocação dos fertilizantes na coveta (B). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2018).

Devido ao difícil controle de trepadeiras que surgiram em duas parcelas experimentais de dois tratamentos no bloco IZ4, uma no tratamento Herbicida e outra no Herbicida+fertilização, tais parcelas foram abandonadas e desconsideradas das análises. Dessa forma, para o Controle e o tratamento Coroamento+fertilização foram utilizadas quatro repetições e para os tratamentos Herbicida e Herbicida+fertilização apenas três. A ocorrência das trepadeiras e seu controle serão mais bem discutidos ao final da tese.

2.2.2. Coleta dos dados

2.2.2.1. Regeneração natural

Para testar as hipóteses criadas para esse capítulo foram utilizadas as variáveis densidade de indivíduos regenerantes, altura dos regenerantes, área de copa dos regenerantes e riqueza de espécies regenerantes. O critério de inclusão dos regenerantes foi apresentar altura superior a 0,5 m, seguindo a orientação da resolução SMA 32 (2014). Quando havia suspeita de rebrota por raízes gemíferas a base do caule era escavada para conferência. Isso permitiu que se pudesse quantificar quantos regenerantes nas áreas eram provenientes de germinação recente e quantos eram rebrotas. Todos os indivíduos foram identificados com plaquetas numeradas e para a medição da altura foi utilizada uma trena acoplada a uma haste de bambu. As medidas das copas foram feitas com fita métrica a partir da medição do maior eixo da copa e do eixo perpendicular a ele. A área de copa foi calculada a partir da equação $A = r^1 \times r^2 \times \pi$, onde A=área da elipse, r^1 = raio da medida 1 e r^2 = raio da medida 2. A partir do somatório de todas as copas encontrou-se a área total de cobertura de copa da comunidade (MAZA-VILLALOBOS et al., 2011). Embora essa medida possa inicialmente superestimar o valor total já que alguns regenerantes podem sobrepor parcialmente suas copas, ela permitiu se fazer uma comparação entre tratamentos. Em caso de indivíduos altos as medições foram realizadas a partir das projeções de suas copas no solo.

A avaliação inicial da regeneração (RN16) ocorreu 10 meses após a roçada de todas as pastagens em dezembro de 2015. A aplicação dos tratamentos foi iniciada em outubro de 2016. A partir dessa avaliação foram repetidas as avaliações dos indivíduos inicialmente presentes e incluídos também os indivíduos que alcançaram a altura mínima para serem incluídos na amostragem. Nessa tese esses indivíduos serão referidos como ingressantes (segunda e terceira avaliação). Assim, podem ser identificados três conjuntos diferentes de indivíduos, ou seja, aqueles avaliados na primeira mensuração, aqueles ingressantes na segunda, e os ingressantes na terceira medição. Nas análises e discussões posteriores esses três conjuntos foram referidos como sendo três coortes distintas. A

segunda avaliação ocorreu entre outubro de 2017 e janeiro de 2018 (RN17 – 24 meses) devido a grande quantidade de ingressantes. A mensuração da terceira coorte de ingressantes foi feita em agosto de 2018 (RN18 – 32 meses). Todos os regenerantes inseridos a cada avaliação receberam os respectivos manejos (controle de gramíneas e fertilização) conforme o tratamento pertencente.

De forma complementar foram realizadas algumas análises para auxiliar na explicação da presença e abundância da regeneração natural ou diferenças encontradas entre as comunidades estabelecidas a partir dos tratamentos aplicados nas pastagens, sendo elas: análise química e textural do solo de cada parcela, análise da densidade aparente do solo para cada bloco, análises químicas foliares de regenerantes fertilizados e não fertilizados e avaliação do banco de sementes do solo sob as pastagens.

2.2.2.2. Análise química e textural dos solos

As análises químicas do solo foram realizadas para os parâmetros: pH em $CaCl_2$; fósforo - P-resina mg.dm^{-3}; potássio – K mmolc.dm^{-3}; cálcio – Ca mmolc.dm^{-3}; magnésio – Mg mmolc.dm^{-3}; saturação por alumínio – m %; capacidade de troca catiônica – CTC mmolc.dm^{-3}; boro – B mmolc.dm^{-3}; cobre – Cu mmolc.dm^{-3}; zinco – Zn mmolc.dm^{-3}; matéria orgânica – MO g.dm^{-3} e carbono orgânico total – COT g.dm^{-3}. Os percentuais de argila, silte e areia foram determinados pela análise textural. No início do estudo foram coletadas três amostras simples por parcela a 0-20 e 20-40 cm de profundidade para compor uma amostra composta por profundidade para cada parcela (Figura 9). Também foram coletadas três amostras simples para integrar uma composta por profundidade para cada fragmento próximo aos blocos do estudo. Os resultados das análises foram utilizados para a discussão dos resultados da tese e também para a recomendação da fertilização. Detalhes referentes aos procedimentos da coleta de amostras de solos podem ser encontrados no ANEXO A.

Figura 9. Coleta de amostras de solo após demarcação das parcelas para caracterização da fertilidade de todas as parcelas do estudo. Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2015).

2.2.2.3. Avaliação da densidade aparente dos solos

As densidades aparentes dos solos das quatro áreas estudadas foram caracterizadas para indicarem o grau de compactação. Para isso foram extraídas amostras indeformadas a partir do uso de oito anéis metálicos com 5 cm de altura e 5 cm de diâmetro para coleta das amostras simples por bloco (Figura 10). Essas amostras foram levadas

para laboratório e, após secagem em estufa por 24 h a 105° C, tiveram a massa seca pesada. A partir do valor médio de três medições da altura e diâmetro de cada anel metálico encontrou-se o volume dos cilindros que permitiram o cálculo da densidade aparente dos solos segundo EMBRAPA (1997).

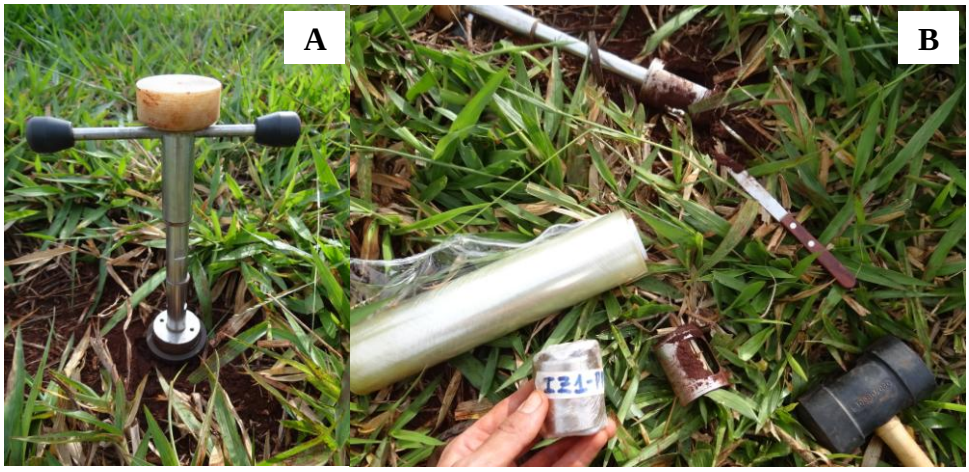

Figura 10. Coletor de amostras indeformadas de solo para avaliação da densidade aparente (A). Equipamentos utilizados e amostra coletada (B). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. (2017).

2.2.2.4. Análises químicas foliares

Para comparar o efeito das fertilizações entre indivíduos fertilizados e não fertilizados foram coletadas amostras foliares para análise química dos teores de macro (nitrogênio-N, fósforo-P, potássio-K, magnésio-Mg e enxofre-S) e micronutrientes (boro-B, cobre-Cu, ferro-Fe, manganês-Mn e zinco-Zn). As comparações foram realizadas a partir da coleta de amostras compostas de folhas de indivíduos das espécies pioneiras *Solanum paniculatum* L. e *Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss da segunda coorte de regenerantes (amostrados em 2017). Somente essas espécies tinham indivíduos bem distribuídos na maioria das repetições nos tratamentos Herbicida e Herbicida+fertilização. As folhas foram coletadas na porção mediana da planta, seguindo os quatro quadrantes (face norte, sul, leste e oeste), considerando somente folhas recém-maduras (com crescimento finalizado sem apresentar características de senescência) da posição intermediária do ramo. Esse método assegura que sejam coletadas folhas que expressem o melhor estado nutricional das plantas (BIONDI; REISSMANN, 1992; VITTI; CABRITA, 1998). O material foi encaminhado para laboratório para determinação analítica segundo Malavolta et al. (1997). As coletas foram realizadas somente em dezembro de 2017 após realização de todas as fertilizações e no auge das chuvas (Figura 1).

2.2.2.5. Avaliação dos bancos de sementes dos solos sob as pastagens

Com o intuito de conhecer o potencial de indivíduos que emergiriam e descrever a composição de espécies arbustivo-arbóreas presentes nos bancos de sementes dos solos das pastagens estudadas foram coletadas 144 amostras (36 de cada bloco – 6 linhas com 6 amostras cada) a partir de 0-10, 10-20 e 20-30 m da borda da floresta (Figura 11). As amostram dos bancos presentes foram coletadas nos corredores deixados entre as parcelas, como bordadura entre os tratamentos aplicados, ou seja, em locais não manejados para se saber qual era o potencial

inicial dos bancos coletados antes de realizarem manejos. Foram utilizados três cilindros metálicos com 16 cm de diâmetro e 5 de profundidade para compor uma amostra (603 cm^2 por amostra e 3.015, 9 cm^3). Essas amostras foram incubadas em condições que favorecessem a máxima germinação possível das sementes presentes no solo. Sendo assim, o material foi posteriormente depositado em canteiros na ESALQ/USP com cerca do dobro da área e metade da profundidade (1.250 cm^2); ficando as amostras expostas a pleno sol. As foram irrigadas diariamente e as avaliações sobre a emergência de regenerantes realizadas aos 75 e 150 dias após depósito. Entre essas avaliações realizou-se o revolvimento do solo uma vez para expor ao máximo todo o banco de semente presente. A coleta e deposição dos bancos nos canteiros ocorreram entre os dias 13 e 17 de março de 2017.

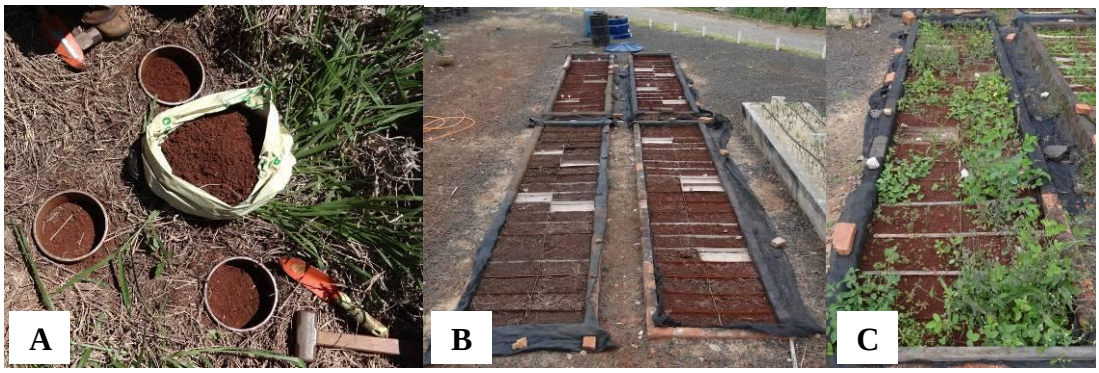

Figura 11. Coleta de amostras do banco de sementes do solo com anéis metálicos em campo (A). Colocação dos bancos de sementes em canteiros com condições controladas na ESALQ/USP (B). Bancos de sementes do solo com emergência de plântulas após aproximadamente 75 dias de deposição em canteiros (C). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP e ESALQ/USP em Piracicaba, SP (2017).

Os indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes em campo e a partir dos bancos de sementes foram determinados ao nível de espécie segundo o APG III (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009) e devido à facilidade de identificação das espécies encontradas não se necessitaram ser herborizados. As espécies regenerantes foram classificadas em grupos sucessionais, adaptando-se à proposta de Gandolfi (2000): pioneiras, secundárias iniciais e clímaces (dossel e sob-bosque) e não classificadas. Essas espécies também foram agrupadas em nativas ou exóticas (regionais ou do Brasil), com base em Lorenzi et al. (2003), Flora do Brasil (2016) e Missouri Botanical Garden (2016). Quanto à síndrome de dispersão, foram classificadas segundo Van Der Pijl (1972) em autocóricas, anemocóricas e zoocóricas. Em relação à capacidade de reprodução vegetativa por rebrota de raiz gemífera utilizou-se as listas de espécies apresentadas por Vieira et al. (2006) e Ferreira et al. (2017) e através de observações pessoais do autor. Com essas informações foi apresentada uma caracterização florística comparativa por blocos tanto dos bancos de sementes quanto das comunidades em regeneração.

2.2.3. Análise dos dados

Para comparar a densidade aparente e a fertilidade dos solos entre as áreas estudadas e a floresta de referência foi realizada uma Análise da Variância (ANOVA) utilizando-se os valores médios de cada parâmetro avaliado nos blocos e nas florestas (média dos quatro fragmentos), por profundidade; seguida de comparação múltipla entre médias utilizando o Teste de Tukey (α=0.05).

O efeito dos tratamentos ao longo do tempo (32 meses) foi avaliado em relação às variáveis: densidade média de indivíduos (600 m²), altura média (cm) e área média de copa (m²), e número de espécies através de modelos lineares generalizados de efeitos mistos (ZUUR et al., 2009; BOLKER, 2008). Para altura média e área de copa média foram realizadas análises prévias considerando as comunidades completas, mas devido à forte influência dos ingressantes com altura pequena e pouca área de copa esses resultados não foram utilizados. Desta forma, para se testar o efeito dos tratamentos em relação às variáveis altura e área de copa foram utilizados somente os regenerantes da primeira coorte - 2016 (RN16).

Para os dados discretos utilizou-se a família de distribuição de Poisson e para os dados contínuos distribuição Normal. Os modelos foram criados utilizando blocos e parcelas como variáveis de efeito aleatório e tempo e tratamento como variáveis de efeito fixo (ZUUR et al., 2009). O procedimento para construção e seleção de modelos consistiu em primeiro escolher a parte aleatória utilizando o modelo completo que considera o efeito de tempo e tratamento e sua interação (ZUUR et al., 2009). A escolha da parte aleatória foi feita através do Critério de Informação de Akaike (AIC) (BOLKER, 2008). Após a escolha da parte aleatória foram construídos modelos aninhados para que, a partir do modelo completo, fosse feita a remoção sequencial dos termos não significativos (CRAWLEY, 2007) com comparação através de Análises de Variância. Com a escolha do melhor modelo foi feita a checagem dos pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade de variâncias. Para as variáveis cujo modelo escolhido apresentou efeito significativo de tratamento, realizou-se posteriormente uma comparação de médias para a comunidade final (32 meses) através do Teste de Tukey (α=0.05).

A abundância relativa de cada espécie regenerante foi ordenada e plotada em escala logarítmica na base natural e ordenada de forma decrescente (MAGURRAN 1988). O software utilizado em todas as análises descritas acima foi o R versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2008).

Os bancos de sementes do solo, a composição florística, o conteúdo de nutrientes das folhas e, novamente a densidade média de indivíduos (600 m²), mas com as informações complementares de ingresso e mortalidade, foram analisados descritivamente. O cálculo da densidade de indivíduos totais, de espécies arbóreas e gramíneas estabelecidas nos bancos de sementes foi realizado com base na área total de amostras coletadas em campo (8,7 m²), ou seja: número total de indivíduos/ha = número de indivíduos estabelecidos*100.000.000 cm²/86.832 cm². Para a espécie *S. paniculatum* considerou-se a área de amostras por faixa de distância da floresta (2,9 m² - mesma fórmula utilizando 28.944 cm²). A frequência de ocorrências foi registrada com base na presença de indivíduos estabelecidos por amostra em relação ao total (48 por faixa para *S. paniculatum* – (número de parcelas que ocorreu/48)*100; e 144 para número de indivíduos totais, de espécies arbóreas e gramíneas – (número de parcelas que ocorreu/144)*100). O cálculo do número de indivíduos regenerantes em campo por espécie por hectare foi realizado considerando a área total do estudo (14 parcelas x 600 m² = 8.400 m² - densidade de indivíduos/ha = número de indivíduos*10.000 m²/8.400 m²) e para a porcentagem de ocorrência das espécies utilizou-se a frequência em relação ao número total de parcelas avaliadas (14 parcelas – (número de parcelas em que a espécie ocorreu/14)*100). A densidade média de indivíduos regenerantes por tratamento e avaliação foi plotada em gráfico de barras para que também pudessem ser exploradas as informações de mortalidade média para os períodos de 10-24 meses e 24-32 meses para a coorte de 2016 e 24-32 meses para a coorte de 2017; e de ingresso médio para as coortes de 2017 e 2018.

2.3. Resultados

2.3.1. Caracterização química e física do solo

Com o intuito de apresentar as possíveis diferenças de fertilidade, textura, tipo de solo e densidade aparente entre os solos das áreas estudadas, e também dessas com as florestas vizinhas, que representam uma referência pelo menos parcial da condição original, foram comparados esses parâmetros; uma vez que eles podem exercer forte influência na expressão da regeneração natural.

Os resultados das análises químicas de solo entre as quatro áreas de estudo e da média das florestas apresentaram-se estatisticamente diferentes para dez e doze parâmetros respectivamente em relação às profundidades 0-20 e 20-40 cm (ANEXO C). Entre 0-20 cm de profundidade o teor médio dos macronutrientes (fósforo, potássio, cálcio e magnésio), nas florestas, foi 2,5 vezes maior que os teores médios das quatro pastagens estudadas. Já entre os micronutrientes (boro, cobre e zinco), verificou-se um teor médio 1,5 vez superior nas florestas com relação aos solos das áreas estudadas. Aplicando-se o mesmo raciocínio na camada de 20-40 cm, os teores médios dos macro e micronutrientes dos solos das florestas apresentaram-se respectivamente 2,8 e 1,6 vezes mais concentrados que os solos das pastagens. A CTC dos solos florestais apresentou, em média, valores 50% maiores que os dos solos das áreas estudados para as duas profundidades analisadas. Para MO não houve diferença significativa entre 0-20 cm, mas ocorreu diferença em 20-40 cm entre as florestas e os solos das pastagens. Dentre as quatro áreas estudadas somente IZ1 apresentou teores médios menores comparativamente às outras três (vide, por exemplo, valores da CTC no ANEXO C). A partir da análise textural verificou-se que o solo é predominantemente latossolo com textura argilosa (aproximadamente 50% de argila), sendo que somente no bloco IZ2 a textura é média e o solo diferencia-se em gleissolo (EMBRAPA, 2013).

De forma geral, comparando os teores de nutrientes encontrados nos solos das pastagens estudadas com os valores de referência ideais para fertilidade considerada adequada para plantios florestais, verifica-se que, em média, os solos das áreas utilizadas no estudo são férteis e nesse contexto a fertilidade não seria limitante na sobrevivência e crescimento das espécies florestais nativas.

A análise estatística dos resultados da densidade aparente dos solos estudados demonstrou que não existe diferença significativa entre as pastagens, mas houve entre o valor médio dos fragmentos e as pastagens (Figura 12). Em média, a densidade aparente dos solos nas pastagens foi quase quatro vezes maior que a verificada para a média das florestas.

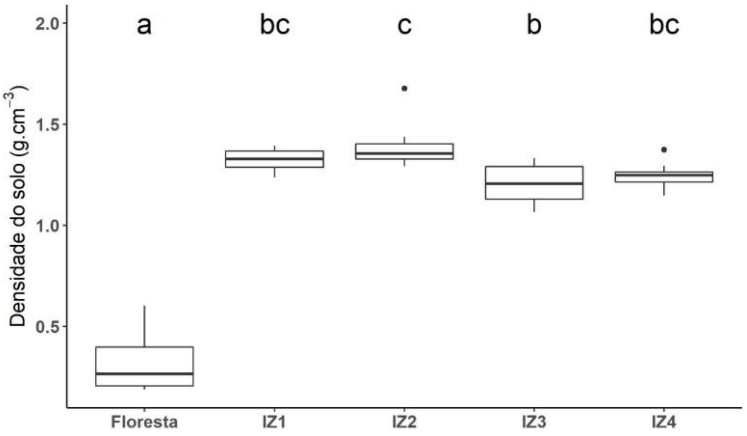

Figura 12. Comparação dos resultados da análise da densidade aparente dos solos das pastagens (IZ1-IZ4) e da média de seus respectivos fragmentos vizinhos, no estudo da regeneração natural no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (α=0.05). IZ-IZ4 =blocos do estudo.

2.3.2. Caracterização do banco de sementes

Avaliar o potencial do banco de sementes no fornecimento de novos regenerantes em pastagens abandonadas é importante para se conhecer o potencial da densidade e composição de regenerantes que poderão ocorrer na área, bem como o potencial de formação de uma floresta jovem apenas através da sucessão secundária ou do manejo da regeneração natural originada a partir desses bancos. O estudo da composição do banco de sementes do solo das pastagens aos 15 meses após inicio do experimento identificou, para as condições de incubação das amostras (pleno sol, irrigação por 150 dias), a presença de somente cinco espécies arbustivo-arbóreas pertencentes a quatro famílias botânicas (Tabela 3). Uma plântula com características iniciais de forma de crescimento arbóreo morreu antes de ser identificada a nível específico. Todas as espécies encontradas eram pioneiras, com predominância de espécies anemocóricas e ocorreram proporções semelhantes entre formas de crescimento, com três espécies arbóreas e duas arbustivas. Cerca de 90% dos indivíduos estabelecidos pertenciam à espécie arbustiva *Solanum paniculatum*.

A densidade potencial total de indivíduos arbustivo-arbóreos emergidos e estabelecidos encontrados para toda a área amostrada em campo, independentemente da espécie, foi de 78.312 ind.ha^{-1}, sendo que os regenerantes ocorreram somente em 20,8% das amostras (Tabela 3). Quando consideradas somente as espécies arbóreas, verificou-se uma densidade de 5.758 ind.ha^{-1}, que ocorreram em apenas 3,5% das amostras.

O número de indivíduos emergidos do banco apresentou tendência de aumento à medida que se distanciava dos fragmentos (Tabela 3). Na faixa de 20 a 30 metros de distância estabeleceram-se seis vezes mais plântulas que até 10 metros das florestas. Para a espécie arbustiva *S. paniculatum*, por exemplo, a densidade de indivíduos emergidos variou entre 17.275 ind.ha^{-1} a 10 m da floresta (em 8,3% das amostras para essa distância), 93.284 ind.ha^{-1} a 20 m (em 22,9% das amostras para essa distância) a até 103.648 ind.ha^{-1} a 30 m da floresta (em 22,9% das amostras para essa distância).

Em relação à riqueza foi observado comportamento inverso, com mais espécies ocorrendo próximo aos fragmentos (Tabela 3). O número de indivíduos foi bastante variável entre blocos (3-34 indivíduos), mas a riqueza mostrou-se similar (2 a 3 espécies).

O número total de indivíduos de gramíneas estabelecidos por hectare foi 25 vezes maior comparado ao número de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas e apresentou valores similares conforme a distância dos fragmentos (± 433 indivíduos), mas bastante distintos entre blocos (Tabela 3). Em apenas uma amostra não houve estabelecimento de gramíneas (99,3% de presença nas amostras). A densidade total de gramíneas foi de quase 2 milhões de indivíduos por hectare, variando de 1.152 a 65.644 $ind.ha^{-1}$ conforme as amostras colatadas em campo (Tabela 3).

Tabela 3. Caracterização dos bancos de sementes do solo das pastagens, aos 15 meses após início do experimento, conforme a distância dos fragmentos (10-30 m), para cada bloco (IZ1-IZ4) do estudo de regeneração natural do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 144 amostras compostas de 603 cm² cada, depositadas em canteiros de 1.250 cm² - IZ1-IZ4 = blocos do estudo; GS = grupo sussessional – Pi = pioneira; SD = síndrome de dispersão – Zoo = zoocoria, Ane = anemocoria e Aut = Autocoria; FC = forma de crescimento – AB = arbustivo e AR = arbóreo).

Família	Espécie	GS	SD	FC	Distância (ind./amostra)			Bloco (ind./amostra)				Total ind.	% em relação ao total	N° de ind. potencial por ha	% das amostras que ocorreu
					0 a 10 m	10 a 20 m	20 à 30m	IZ1	IZ2	IZ3	IZ4				
Solanaceae	*Solanum paniculatum* L.	P	Zoo	AB	5	27	30	33	12	1	16	62	91	71.402	18,1
Euphorbiaceae	*Croton floribundus* Spreng.	P	Aut	AR	3			1		1	1	3	4	3.455	2,1
Asteraceae	*Vernonanthura polyanthes* (Sprengel) Vega & Dematteis	P	Ane	AB		1					1	1	1	1.152	0,7
Verbenaceae	*Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss.	P	Ane	AR	1					1		1	1	1.152	0,7
Indet	Indet	-	-	AR	1				1			1	1	1.152	0,7
				Total	**10**	**28**	**30**	**34**	**13**	**3**	**18**	**68**	100	78.312	20,8
				Riqueza	**3**	**2**	**1**	**2**	**2**	**3**	**3**	-	-	-	-
Poacea	Gramíneas				591	615	527	703	568	284	178	**1.733**		1.995.808	99,3

2.3.3. Caracterização das comunidades regenerantes

A caracterização das comunidades regenerantes em uma pastagem que foi simplesmente abandonada ou manejada para ser restaurada é importante para se conhecer a densidade de indivíduos, a composição florística dessas comunidades e suas características ecológicas visando seu aproveitamento na reconstrução das florestas locais. Foram medidos 2.621 indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes, pertencentes a 14 famílias e 18 espécies (Tabela 4). Houve grande variação no número de indivíduos e na riqueza entre os blocos, sendo que o bloco IZ1 apresentou 63% dos indivíduos e IZ2 foi o mais rico em espécies (10 espécies). As espécies arbustivas *Solanum paniculatum* e *Vernonanthura polyanthes* corresponderam a 94% dos indivíduos amostrados, sendo os indivíduos das espécies arbóreas responsáveis por somente 6% do total (156 indivíduos).

Analisando a densidade média total de indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos verificou-se 3.120 ind.ha^{-1}, com um percentual de ocupação de até 93% do total de parcelas amostras pelo arbusto *S. paniculatum*, até 7% para as espécies que apresentaram somente um indivíduo regenerante. As espécies arbóreas corresponderam a apenas 186 ind.ha^{-1}, com espécies como *A. colubrina* presentes em 43% das parcelas amostradas, mas uma média geral entre todas as espécies de somente 16% de ocupação do total de parcelas.

Entre os grupos sucessionais encontrados predominou o de espécies pioneiras (72% das espécies), com as secundárias iniciais apresentando somente duas espécies (Tabela 4). Foram encontradas nove espécies com síndrome de dispersão zoocórica, cinco anemocóricas e quatro autocóricas. Dentre as 18 espécies encontradas, apenas duas apresentam forma de crescimento arbustiva, três são consideradas exóticas e cinco apresentam capacidade de rebrota por raízes (Tabela 4).

Na figura 13 é possível visualizar através de uma imagem obtida com um drone a estrutura das comunidades regenerantes comparativamente entre tratamentos, destacando-se a melhoria da estrutura à medida que o manejo é intensificado, apesar da variabilidade entre parcelas de um mesmo tratamento.

Tabela 4. Composição das comunidades arbustivo-arbóreas regenerantes aos 32 meses após abandono em pastagens em processo de restauração no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP. (IZ1-IZ4 = blocos do estudo; % Ind. = porcentagem em relação ao número total de indivíduos; Ind.ha^{-1} = densidade de indivíduos por hectare; % Oco. = porcentagem de ocorrência da espécie em relação ao total de parcelas; GS = grupo sussessional – Pi = pioneira, Si = secundária inicial e NC = não classificada; SD = síndrome de dispersão – Zoo = zoocoria, Ane = anemocoria e Aut = Autocoria; FC = forma de crescimento – AB = arbustivo e AR = arbóreo; EE = espécie exótica e RG = apresenta raízes gemíferas).

N°	Família	Espécie	Nome Popular	N° de indivíduos amostrados						Ind.ha^{-1a}	% Oco.^{b}	GS	SD	FC	EE	RG
				IZ1	IZ2	IZ3	IZ4	Total	% Ind.							
1	SOLANACEAE	*Solanum paniculatum* L.	Jurubeba	1.529	617	109	35	2.290	87,37	2.726,2	93	Pi	Zoo	AB		X
2	ASTERACEAE	*Vernonanthura polyanthes* (Sprengel) Vega & Dematteis	Assa-peixe	122	11	10	32	175	6,68	208,3	86	Pi	Ane	AB		
3	FABACEAE	*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan	Angico branco		1	6	62	69	2,63	82,1	43	Pi	Aut	AR		X
4	VERBENACEAE	*Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss.	Lixeira		2	23	1	26	0,99	31,0	36	Pi	Ane	AR		
5	FABACEAE	*Machaerium nictitans* (Vell.) Benth.	Bico de pato		17	3		20	0,76	23,8	21	Pi	Ane	AR		X
6	EUPHORBIACEAE	*Croton floribundus* Spreng.	Capixingui				11	11	0,42	13,1	14	Pi	Aut	AR		
7	SOLANACEAE	*Solanum granulosoleprosum* Dunal	Fumo-bravo	6	2	2		10	0,38	11,9	21	Pi	Zoo	AR		
8	FABACEAE	*Pterogyne nitens* Tul.	Amendoim bravo	1		4		5	0,19	6,0	21	Pi	Ane	AR		X
9	MYRTACEAE	*Psidium guajava* L.	Goiabeira	1		2	1	4	0,15	4,8	21	-	Zoo	AR	X	
10	FABACEAE	*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong	Tamboril	2				2	0,08	2,4	14	Pi	Zoo	AR		X
11	FABACEAE	*Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	2				2	0,08	2,4	14	Pi	Aut	AR		
12	ANNONACEAE	*Annona cacans* Warm.	Araticum-cagão			1		1	0,04	1,2	7	Si	Zoo	AR		
13	ARECACEAE	*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Macaúba		1			1	0,04	1,2	7	Pi	Zoo	AR		
14	FABACEAE	*Albizia procera* (Roxb.) Benth.	Albizia	1				1	0,04	1,2	7	-	Ane	AR	X	
15	URTICACEAE	*Cecropia pachystachya* Trécul	Embaúba-branca		1			1	0,04	1,2	7	Pi	Zoo	AR		
16	MALVACEAE	*Guazuma ulmifolia* Lam.	Mutambo		1			1	0,04	1,2	7	Pi	Zoo	AR		
17	FABACEAE	*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.	Canafístula		1			1	0,04	1,2	7	Si	Aut	AR		
18	MYRTACEAE	*Syzygium cumini* (L.) Skeels	Jambolão	1				1	0,04	1,2	7	-	Zoo	AR	X	
			Total	1.665	654	160	142	2.621	100	3.120						
			Riqueza	9	10	9	6	18								
			N° de indivíduos arbustivos	1.651	628	119	67	2.465								
			N° de indivíduos arbóreos	14	26	41	75	156								

[a] Calculado com base na área total do estudo (8.400 m²)

[b] Calculado com base na frequência da espécie em relação ao número total de parcelas (14).

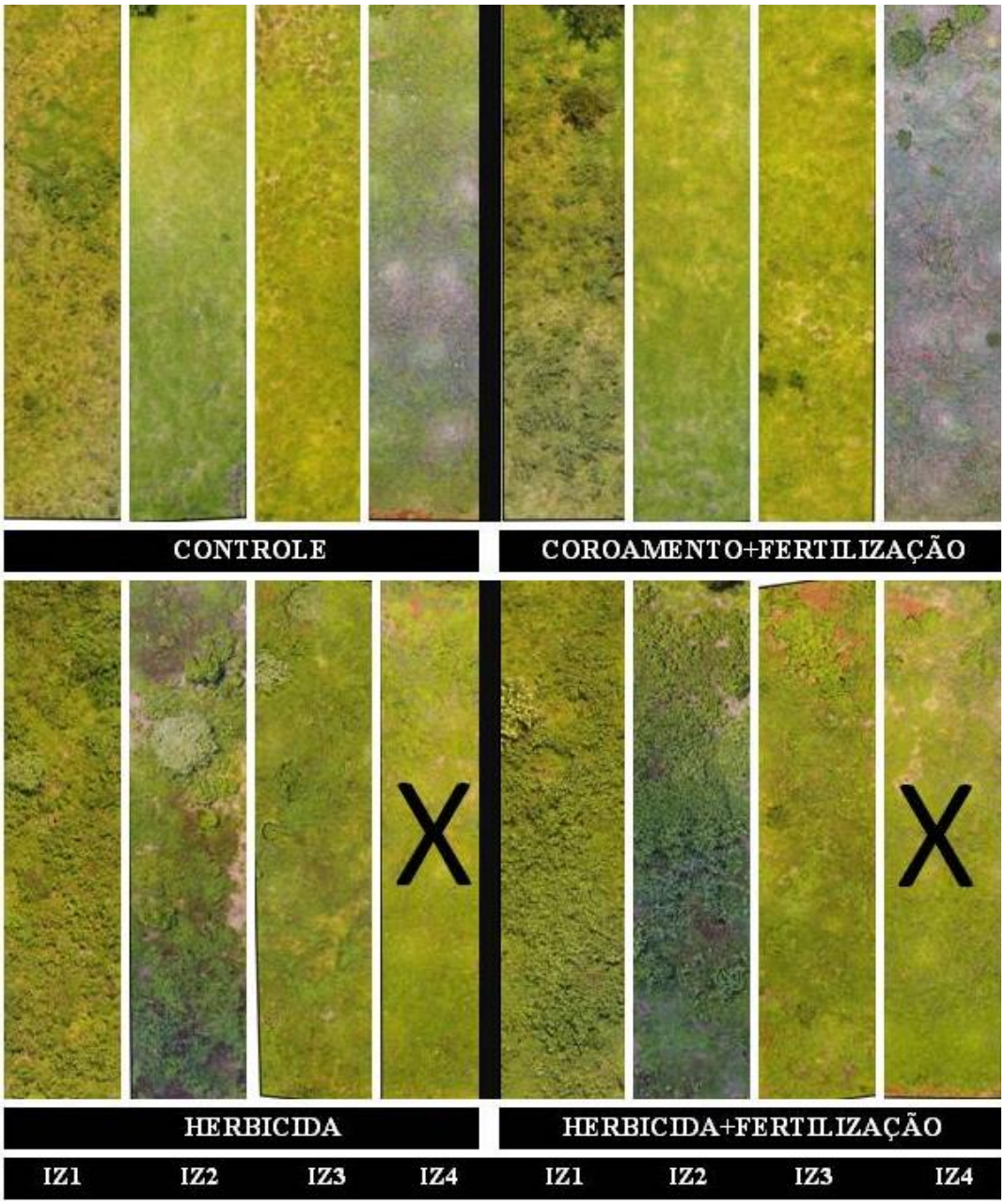

Figura 13. Quadro comparativo com imagens obtidas com um drone da estrutura das comunidades com manejo da regeneração natural, nas quatro parcelas de cada tratamento, aos 38 meses após isolamento das áreas no estudo da restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. As parcelas dos tratamentos com Herbicida e Herbicida+fertilização no bloco IZ4 foram abandonadas. Imagens: IZ, jan./2019.

2.3.4. Efeito do manejo na regeneração natural

Conhecer a densidade de indivíduos regenerantes presentes em comunidades em processo de restauração é importante para saber o quanto elas estão colonizadas, assim como para entender a dinâmica do ingresso e mortalidade desses indivíduos ao longo do tempo. Aos 32 meses houve diferença significativa na densidade média de indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos entre os tratamentos, exceto para a comparação entre o Controle e o tratamento com Coroamento+fertilização (ANEXO D). O tratamento Herbicida+fertilização apresentou maior

número médio de indivíduos regenerantes (Figura 14). Verifica-se que o número de indivíduos entre blocos e parcelas é bem variável, destacando-se o bloco IZ1.

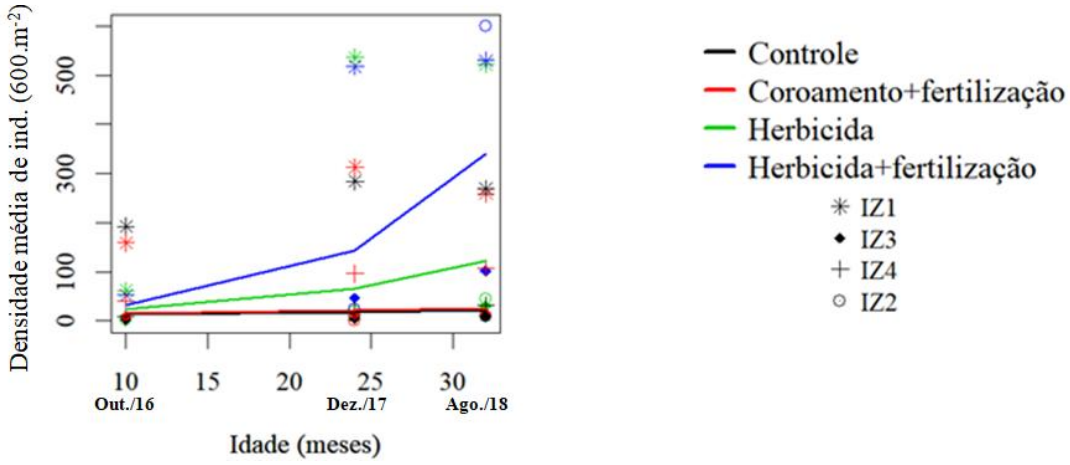

Figura 14. Densidade média de indivíduos regenerantes arbustivo-arbóreos (600 m²) por tratamento em três avaliações (10 – out./16, 24 – dez./17 e 32 meses – ago./18) em pastagens em processo de restauração no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 4 para Controle e Coroamento+fertilização e N = 3 para Herbicida e Herbicida+fertilização).

Os mesmos dados de densidade média de indivíduos analisados estatisticamente e apresentados na figura 14, são reapresentados descritivamente em um histograma na figura 15 para possibilitar a análise dos valores de mortalidade e ingresso médios, além da densidade média, por período e por tratamento. A densidade média de indivíduos para os quatro tratamentos aos 32 meses foi de 90 ind.600m^{-2} (1.500 ind.ha^{-1}) no Controle, 118 ind.600m^{-2} (1.966 ind.ha^{-1}) no tratamento Coroamento+fertilização, 215 ind.600m^{-2} (3.583 ind.ha^{-1}) no tratamento Herbicida e 324 ind.600m^{-2} (5.400 ind.ha^{-1}) no tratamento Herbicida+fertilização (Figura 15).

A mortalidade média dos regenerantes entre tratamentos da coorte RN16 no período entre 10-24 meses foi de 5% dos indivíduos (Coroamento = 6%, Coroamento+fertilização = 6%, Herbicida = 3% e Herbicida+fertilização = 3%). No período seguinte entre 24-32 meses ela caiu para o valor médio de 3% (Coroamento = 0%, Coroamento+fertilização = 8%, Herbicida = 0% e Herbicida+fertilização = 3%). A mortalidade média da coorte RN17 considerando todos os tratamentos no período entre 24-32 meses foi de 10%, sendo Coroamento = 10%, Coroamento+fertilização = 14%, Herbicida = 9% e Herbicida+fertilização = 6%. O ingresso médio de regenerantes na coorte de 2017 (RN17) em relação à coorte anterior foi de 326% (Coroamento = 65%, Coroamento+fertilização = 86%, Herbicida = 545% e Herbicida+fertilização = 607%). Para o período seguinte (32 meses) os regenerantes ingressantes do ano 2018 em relação aos da coorte de 2017 apresentaram uma média de 41%, com os tratamentos Coroamento = 18%, Coroamento+fertilização = 9%, Herbicida = 17% e Herbicida+fertilização = 120%. Valores absolutos da mortalidade e ingresso médios apresentados na figura 15.

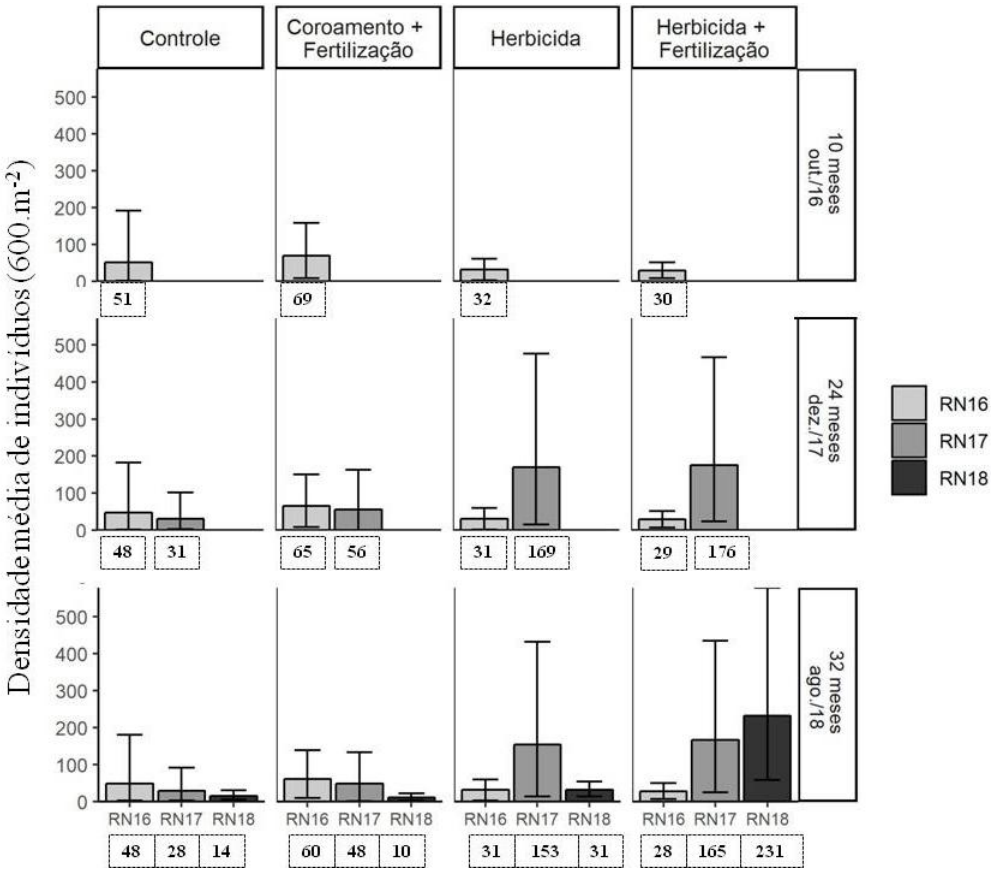

Figura 15. Densidade média de indivíduos regenerantes por tratamento em três avaliações (10 – out./16, 24 – dez./17 e 32 meses – ago./18) em pastagens em processo de restauração no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 4 para Controle e Coroamento+fertilização e N = 3 para Herbicida e Herbicida+fertilização). Os valores apresentados embaixo das barras representam os valores médios para cada coorte. As colunas representam os valores médios e as barras os valores mínimos e máximos.

O conhecimento sobre a altura dos regenerantes presentes em comunidades em processo de restauração em pastagens é importante porque apresentar um rápido crescimento em altura significa aumentar as chances dos regenerantes vencerem a competição por luz com as gramíneas, se sobreporem a elas e assim sobreviverem e poderem formar um dossel. Quando analisada a altura média somente dos regenerantes da primeira coorte (ingressantes com 10 meses de isolamento da área – out./16), verifica-se que, aos 32 meses, houve diferença estatística entre o Controle e os tratamentos Coroamento+fertilização e Herbicida+fertilização (Figura 16 e ANEXO E). Apesar das diferenças estatísticas verifica-se uma variação, independentemente de tratamento, de alturas médias entre 1,70 e 2,35 m no período de 10-32 meses devido à predominância de arbustos.

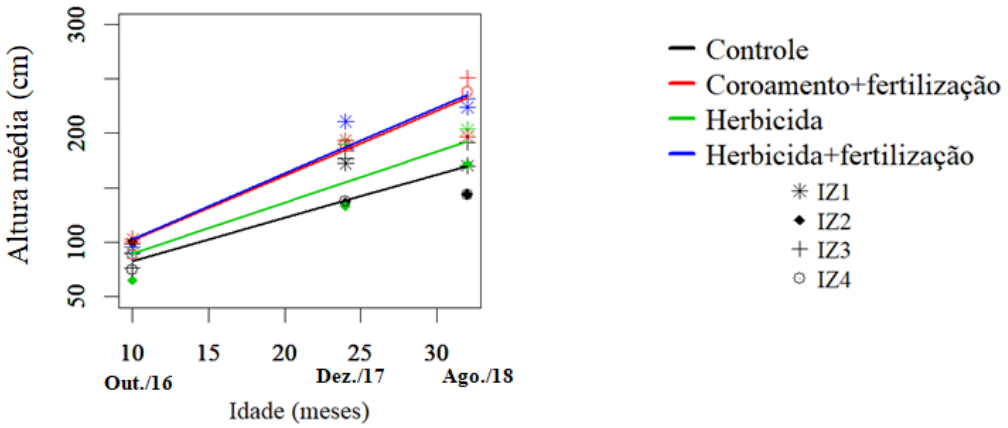

Figura 16. Altura média (cm) somente dos regenerantes da primeira coorte (ingressantes de out./16), em três avaliações (10 – out./16, 24 – dez./17 e 32 meses – ago./18), em pastagens em processo de restauração no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 4 para Controle e Coroamento+fertilização e N = 3 para Herbicida e Herbicida+fertilização).

As espécies presentes, os grupos ecológicos a que elas pertencem, a densidade de indivíduos, a sua distribuição no espaço, a altura e o tamanho da copa dos indivíduos regenerantes produzem a estruturação do dossel das comunidades em restauração. Analisando somente os regenerantes da primeira coorte (ingressantes com 10 meses de isolamento da área – out./16) é possível verificar diferença estatística entre o Controle e os três tratamentos com manejo, bem como entre os tratamentos Coroamento+fertilização e Herbicida+fertilização entre si (Figura 17 e ANEXO F). Considerados todos os tratamentos conjuntamente, os regenerantes da primeira coorte apresentaram área média das copas variando entre 0,69 e 3,07 m² devido à forte dominância arbustiva nas comunidades.

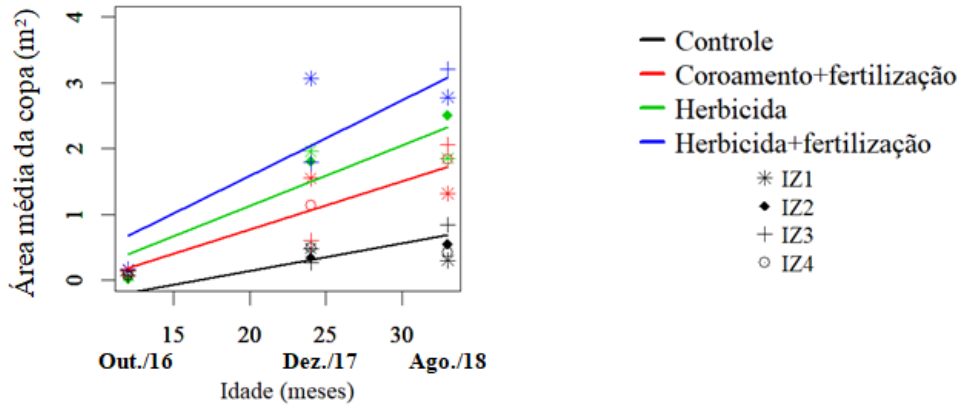

Figura 17. Área de copa média (m²) somente dos regenerantes da primeira coorte (ingressantes de out./16), em três avaliações (10 – out./16, 24 – dez./17 e 32 meses – ago./18), em pastagens em processo de restauração no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 4 para Controle e Coroamento+fertilização e N = 3 para Herbicida e Herbicida+fertilização).

A análise do teor foliar de nutrientes nos regenerantes após a fertilização é importante, pois indica seu estado nutricional e sua capacidade de resposta de crescimento. As análises foliares realizadas para as espécies regenerantes *S. paniculatum* e *A. virgata*, com e sem fertilização, revelaram teores foliares mais altos para o tratamento com fertilização (Tabela 5). Verificou para as duas espécies, que em média 70% dos nutrientes apresentaram teores foliares maiores no tratamento com fertilização do que sem fertilização, com um teor médio 43% superior em relação aos não fertilizados.

Também foram verificadas diferenças nos teores foliares de nutrientes entre as duas espécies estudadas (Tabela 5). *S. paniculatum* apresentou teores foliares de nutrientes menores entre o tratamento fertilizado e não fertilizado somente para os nutrientes cálcio e magnésio. Na espécie *A. virgata* os teores foliares dos nutrientes nitrogênio, fósforo, cobre, zinco, e sódio apresentaram-se menores no tratamento fertilizado comparativamente ao não fertilizado.

Tabela 5. Resultado das análises foliares para o conteúdo de macro e micronutrientes de duas espécies regenerantes nos tratamentos com aplicação de herbicida com e sem fertilização do estudo de restauração em pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = nitrogênio, P = fósforo, K = potássio, Ca = cálcio, Mg = magnésio, S = enxofre, B = boro, Cu = Cobre, Fe = ferro, Mn = Manganês, Zn = Zinco e Na = sódio).

Espécie	Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na
		g/kg						mg/Kg					
S. paniculatum	Herbicida	26,6	0,9	14,3	13,5	3,8	0,7	68	23	290	65	26	25
S. paniculatum	Herbicida+Fertilização	33	1,1	15,8	12	3,5	0,8	90	34	445	150	27	45
Relação fertilizado/não fertilizado (%)		+24	+27	+10	-11	-8	+14	+32	+50	+54	+131	+4	+80
A. virgata	Herbicida	36,4	1,2	11,4	18,3	4,9	0,7	64	30	214	75	28	73
A. virgata	Herbicida+Fertilização	24,2	1,2	13,7	19,8	5	0,7	83	14	282	90	26	45
Relação fertilizado/não fertilizado (%)		-33	-2	+19	+8	+2	+0	+29	-52	+32	+20	-8	-38

Quando não se introduz inicialmente as espécies desejadas, somente será possível restaurar uma área com níveis de riqueza similares aos das florestas de referência se elas já estiverem presentes ou se estabelecendo no local desejado. Em relação à riqueza, o modelo selecionado foi o que não considerou o uso de variáveis aleatórias e dentre as variáveis fixas somente o tempo justifica a variação no número de espécies (Figura 18 e ANEXO G). Pelo menos até o 32° mês de idade das comunidades, não existe efeito dos tratamentos para riqueza de espécies.

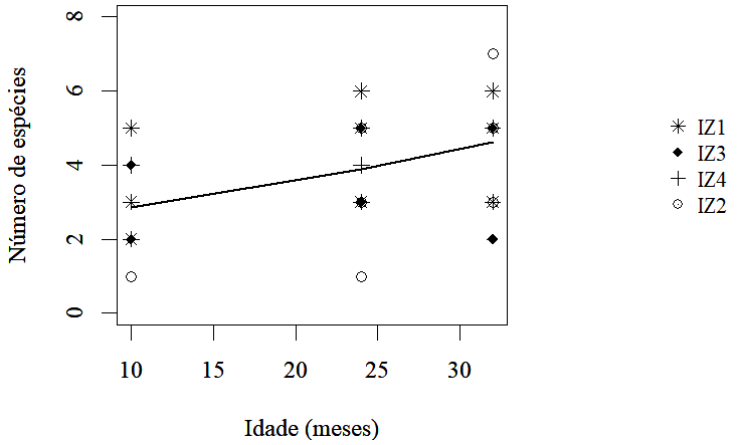

Figura 18. Número de espécies por parcela com manejo da regeneração em três avaliações (10, 24 e 32 meses), em pastagens em processo de restauração no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 4 para Controle e Coroamento+fertilização e N = 3 para Herbicida e Herbicida+fertilização).

A curva de dominância e diversidade de espécies demonstrou que o tratamento Herbicida+fertilização apresenta a maior riqueza, ainda que pouco diferente dos demais tratamentos (Figura 19 - D). A grande dominância verificada entre os tratamentos está concentrada principalmente na espécie *S. paniculatum* (87% dos indivíduos – Tabela 4), revezando as outras quatro espécies (*V. polyanthes*, *A. colubrina*, *M. nictitans* e *A. virgata*), entre a segunda e terceira posições como mais abundantes entre os tratamentos aplicados (Figura 19).

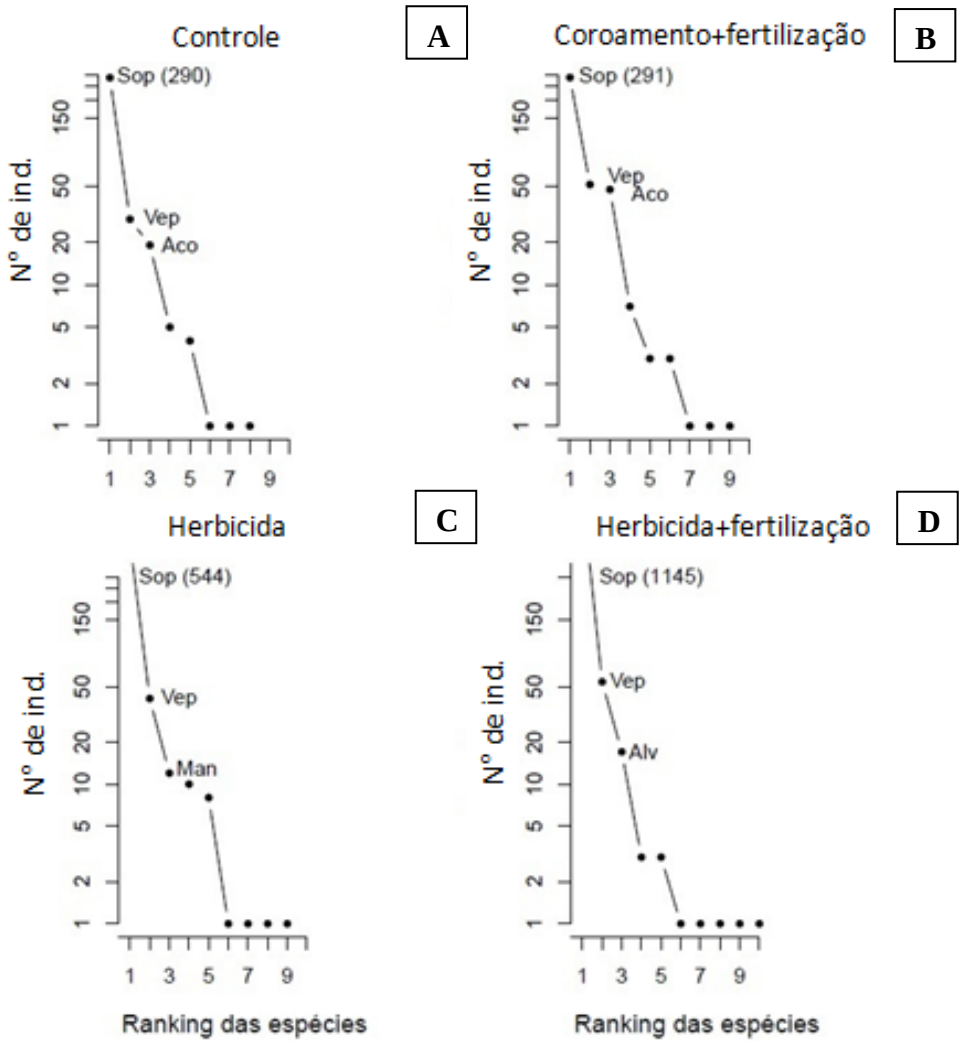

Figura 19. Curva dominância-diversidade das comunidades de espécies de regenerantes aos 32 meses nos tratamentos (Controle - A, Coroamento+fertilização - B, Herbicida - C e Herbicida+fertilização - D) utilizados no estudo da regeneração em pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. Em cada tratamento estão indicadas as espécies mais abundantes (Sop = *S. paniculatum*, Vep = *V. polyanthes*, Aco = *A. colubrina*, Man = *M. nictitans* e Alv = *A virgata*).

2.4. Discussão

2.4.1. Os solos das pastagens estudadas

De forma geral, a fertilidade dos solos das áreas estudadas apresentou-se alta em relação aos valores de referência que normalmente são necessários para o crescimento adequado de florestas exóticas comercias (ANEXO C). Isso indica que a limitação nutricional pode não ter sido um filtro ecológico no desenvolvimento dos regenerantes e que, portanto, possivelmente os indivíduos fertilizados poderiam não apresentar resposta de maior

crescimento. Entretanto, como será discutido a seguir, houve resposta de crescimento dos indivíduos regenerantes aos tratamentos com fertilização, inclusive provavelmente favorecidos pelos maiores conteúdos de nutrientes confirmados via análises foliares (Tabela 5).

É importante destacar que todo o período de desenvolvimento do experimento foi prejudicado pela falta e má distribuição das chuvas (ANEXO H), já que a precipitação média para o período foi somente 77% da média histórica; com o ano de 2017, por exemplo, chovendo somente 65% do esperado. Então embora os solos fossem férteis, a limitação na disponibilidade de água no solo provavelmente comprometeu a absorção dos nutrientes naturalmente disponíveis e/ou aplicados nos tratamentos testados. Além disso, a falta de chuvas pode ter comprometido a germinação de sementes e o estabelecimento e crescimento dos indivíduos regenerantes.

Normalmente, a fertilidade do solo é um fator limitante no desenvolvimento da vegetação em pastagens, especialmente em áreas com longo histórico de uso e sem adoção de um manejo adequado (BUSHBACHER et al., 1988; NEPSTAD et al., 1991; HOLL et al., 1999; ZAHAWI et al., 2015; MENDES et al., 2019). Ao longo de sua história o IZ sempre realizou um manejo intensivo com reforma dos pastos, incluindo a fertilização; além disso, os solos da região se destacam por sua fertilidade natural (EMBRAPA, 2013). O reflexo do manejo inadequado das pastagens pode ser evidenciado pelos menores teores de nutrientes no solo da área IZ1, que permaneceu por mais tempo abandonada (ANEXO C). Além da redução da fertilidade, muitos estudos têm demonstrado a perda de solo por erosão e diminuição da infiltração de água, reforçando a importância de um manejo adequado e da reforma das pastagens (SPAROVEK et al., 2007; DIAS-FILHO, 2014; STRASSBURG et al., 2014).

Apesar da alta fertilidade dos solos das pastagens do IZ verificou-se que os solos dos fragmentos vizinhos às áreas estudadas apresentaram teores nutricionais maiores para a maioria dos nutrientes em ambas as profundidades analisadas (ANEXO C). Resultados similares foram verificados por outros autores também comparando os solos de pastagens com florestas naturais (BUSHBACHER et al., 1988; AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1999). De acordo com Gonçalves (2011), a ciclagem biogeoquímica de nutrientes nas florestas nativas da Mata Atlântica é rápida e possui um ciclo fechado com mínima perda de nutrientes por volatilização e livixiação, justificando os valores maiores encontrados nesse e nos outros estudos citados. Desta forma, a conservação dos fragmentos remanescentes é importante não só para a fauna e flora local (RIBEIRO et al., 2009; BANKS-LEITE et al., 2014; JOLY et al., 2014; BECA et al., 2017), mas também pela ótica da conservação da fertilidade dos solos, assim como da biota a eles associada (FRANCO et al., 2016).

Um ponto interessante que merece destaque são os parâmetros teor de matéria orgânica e carbono orgânico total que não apresentaram diferenças estatísticas entre as áreas estudadas e a floresta na camada 0-20 cm. Outros estudos também verificaram semelhanças para esses parâmetros nos solos das pastagens e das florestas (HOLL, 1999; PAUL et al., 2010; LOZANO-BAEZ et al., 2019). Acredita-se que isso se deva a intensa produção de biomassa verificada nas pastagens do IZ que, ao entrar em senescência, são incorporadas no solo como matéria e carbono orgânico (MALAVOLTA, 2006). Uma avaliação rápida da camada de braquiária nas pastagens abandonadas do IZ demonstrou que, em média, ela apresenta uma altura de 1,4 m e com cerca de 50 cm de material como hastes e folhas mortas depositadas sobre o solo (Figura 20).

Figura 20. Exemplo da altura média de *U. brizantha* com ±1,40 m, dividida em ±90 cm de parte aérea e ±50 cm de material orgânico depositado sobre o solo. Pastagem abandonada do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2019).

Se por um lado a fertilidade presente do solo beneficiaria o desenvolvimento dos regenerantes, por outro a compactação gerada pela ação do gado pode comprometer o desenvolvimento da comunidade florestal em relação à germinação e resistência à penetração de raízes (NEPSTAD et al., 1996; HOLL, 1999; REZENDE; VIEIRA, 2019). Além disso, pode comprometer a retenção hídrica, reduzir a porosidade e resultar em maior erosão do solo (PAUL et al., 2010; BERTACCHI et al., 2012; LOZANO-BAEZ et al., 2018). Nesse estudo o valor médio de densidade do solo das pastagens foi 1,29 g.cm^{-3} (Figura 12), incluindo as pastagens estudadas no grupo das que possuem maiores valores para esse parâmetro (1,07 g.cm^{-3} - NEPSTAD et al., 1996; 0,5 g.cm^{-3} - HOLL, 1999; 0,91-1,07 g.cm^{-3} – GRISCOM et al., 2005; 1,43-1,47 g.cm^{-3} - GUARIZ et al., 2009; 1,11 g.cm^{-3} - PAUL et al., 2010; 1,14-1,18 g.cm^{-3} - LOZANO-BAEZ et al., 2019). Mesmo nas duas pastagens abandonadas há quase 30 anos (IZ1 e IZ2 – Tabela 1 e ANEXO C), comparativamente às que estavam em uso no início do estudo (IZ3 e IZ4), não se verificou diferenças estatísticas na densidade dos solos (Figura 12). Isso leva a crer que esse parâmetro, sem algum manejo como o uso de grade proposto por Rezende & Vieira (2019), pode levar muitos anos para voltar a se assemelhar ao ecossistema de referência (BERTACCHI et al., 2012; LOZANO-BAEZ et al., 2018); já no caso de plantios de mudas passa a ser fundamental o uso de subsoladores na descompactação superficial (DURIGAN et al., 1998).

Apesar de um dos critérios de escolha para as áreas de implantação do estudo ter sido a homogeneidade entre tipos de solos, o bloco IZ2, que apresenta gleissolo diferentemente das outras três áreas com latossolo (ANEXO C), precisou ser utilizado devido às exigências do desenho experimental e a disponibilidade de áreas adequadas na fazenda. Embora isso não seja uma situação ideal para a experimentação científica e necessitou ser considerada nas análises estatísticas, a realidade de projetos de restauração no campo é de alta variação entre tipos de solos com características químicas, físicas e biológicas distintas. O gleissolo do bloco IZ2 apresentou fertilidade alta similar aos blocos IZ3 e IZ4, mas verifica-se que sua menor drenagem influenciou a vegetação nos pontos onde se tinha maior umidade de água (EMBRAPA, 2013), como será discutido em alguns pontos ao longo da tese.

As características de fertilidade e densidade dos solos das pastagens do IZ, respectivamente podem favorecer e comprometer as comunidades em processo de restauração, destacando a importância de sempre se analisar previamente os solos das pastagens que serão restauradas. Assim podem ser adotados procedimentos visando melhorar aspectos químicos e físicos desses solos, como descompactação com grade e/ou arado (DURIGAN et al., 1998; REZENDE; VIEIRA, 2019) e fertilização (HOLL et al., 2000; NAVE, 2005; CAMPOE et

al., 2010); para beneficiar a germinação de sementes e emergência, sobrevivência e crescimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos. Em uma importante revisão realizada recentemente para a Mata Atlântica, Mendes et al. (2019) concluíram que a maioria dos estudos sobre restauração não consideram indicadores do solo das áreas estudadas e florestas de referência, e destacam a importância dos mesmos para maximizar os resultados de sucesso na restauração.

2.4.2. Os bancos de sementes das pastagens do IZ

Os bancos de sementes potenciais das pastagens estudadas apresentaram pequena riqueza de espécies arbustivo-arbóreas, alta dominância de espécies arbustivas, especialmente S. paniculatum, e distribuição heterogênea (Tabela 3). É provável que o manejo intenso das pastagens do IZ ao longo de tantos anos utilizando grades, arados e herbicidas tenha comprometido o estoque de sementes de espécies arbustivo-arbóreas contidos no solo e tenha reduzido a resiliência dessas áreas (NEPSTAD et al., 1996; DURIGAN et al., 1998; BRANCALION et al., 2016; REZENDE; VIEIRA, 2019). Com isso, durante o período estudado a emergência local de novos regenerantes esteve mais dependente da chegada de novas sementes via chuva de sementes no banco transitório do que do banco de sementes pré-existente no local, uma situação observada também por outros autores (NEPSTAD et al., 1996; REID et al., 2015; CHARLES et al., 2017). A emergência de plântulas dependeu também, em parte, do potencial local de rebrota apresentado por algumas espécies (VIEIRA; SCARIOT, 2006; SAMPAIO et al., 2007).

As densidades potenciais totais de indivíduos arbustivo-arbóreos e somente das espécies arbóreas apresentaram-se elevadas diante da densidade de 1.666 ind.ha^{-1}, normalmente utilizadas nos plantios de restauração de acordo com Rodrigues et al., 2011 (Tabela 3). Os indivíduos emergidos no banco foram incubados em condições ideais e representam apenas um potencial máximo, e não o número de indivíduos que emergiria em campo onde as condições são sempre mais estressantes. Todavia, ainda que viessem a emergir, eles não representariam uma solução adequada para a criação de um dossel florestal inicial na área, em especial pelas espécies arbóreas, pois elas ocorreram em apenas 3,5% das 144 amostras coletadas (Tabela 3). Diante da pouca cobertura esperada caso as plântulas das espécies arbóreas emergissem, haveria apenas uma pequena cobertura arbórea, bastante localizada nas áreas, tornando a prescrição de plantio de adensamento inadequada para solucionar o problema, já que as áreas teriam que ser praticamente plantadas por completo (ROZZA et al., 2007; RODRIGUES et al., 2009).

A proximidade dos fragmentos como fonte de propágulos influenciou na presença de um maior número de espécies mais próximas das florestas (Tabela 3), como já demonstrado em outros estudos e esperado para florestas tropicais (AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1999; ZIMMERMAN, et al., 2000; CUBIÑA; AIDE, 2001; CHARLES et al., 2017; TRUJILLO-MIRANDA; 2018). Porém a densidade de regenerantes apresentou-se de forma contrária, com maior presença de indivíduos nas faixas amostradas mais distantes das florestas. Esse resultado se deve à espécie arbustiva *S. paniculatum* que, além de apresentar dispersão zoocórica (PERES, 2016), parece ter também síndrome de dispersão por autocoria, uma vez que foram visualizados muitos frutos sem marcas de tentativa de consumo embaixo da copa dos indivíduos adultos. Desta forma a espécie tende localmente apresentar-se com distribuição agregada e formando moitas, dependendo principalmente da presença de indivíduos adultos presentes, e nem tanto da proximidade com a floresta.

Além da espessa camada de biomassa produzida pelas gramíneas sobre o solo (Figura 20), foram registrados muitos indivíduos de gramíneas estabelecidos nos bancos avaliados e praticamente presentes em todas as amostras (Tabela 3). Isso indica que, mesmo que os bancos das espécies arbóreas se apresentassem mais densos e

bem distribuídos nas pastagens, elas dificilmente conseguiriam germinar, estabelecer e vencer a competição intensa com as gramíneas (SUN; DICKSON, 1996; GUNARATNE et al., 2011).

A partir do diagnóstico dos bancos de sementes atuais, com presença forte e uniforme das gramíneas, abundante de arbustos baixos e espacialmente heterogênea de espécies arbóreas, verificou-se que somente o abandono dessas pastagens não permitirá que em curto prazo ocorra a sucessão secundária e estruturação florestal com dossel homogêneo, mesmo estando ao lado de fragmentos e com um longo tempo de abandono. Para agravar a situação, quanto mais tempo abandonada a pastagem, maior parece ser o acúmulo de sementes das gramíneas nos bancos, visto que os bancos de sementes dos blocos IZ1 e IZ2, abandonados há mais tempo (Tabela 2), apresentaram uma média de 2,7 vezes mais indivíduos de gramíneas estabelecidos comparativamente aos blocos IZ3 e IZ4 (Tabela 3). Através da caracterização dos bancos de sementes interpreta-se que mesmo manejando a regeneração natural, nos primeiros anos o processo de restauração seria dominado pelo arbusto *S. paniculatum*, o que não levaria a criação de um dossel florestal. Caso contrário, se essas pastagens não forem manejadas, a sucessão secundária permanecerá estagnada ou ocorrerá de forma muito lenta, como já verificado por outros trabalhos em cenários similares a esse estudo (CHAZDON, 2016; NORDEN et al., 2015; SHOO et al., 2015; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

Apesar de essas pastagens estarem próximas a fragmentos florestais relativamente preservados, dada a grande abundância de sementes de gramíneas no banco, e sendo essa gramínea de uma espécie exótica agressiva, não seria também recomendado o uso do método de indução dos bancos de sementes (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009). Em uma eventual indução do banco local, primeiramente quem mais se beneficiaria das intervenções feitas no solo seria o banco de sementes das gramíneas. Mesmo que na sequência fosse adotado o controle com herbicida, conforme recomendado por Rezende & Vieira (2019), provavelmente os resultados não seriam adequados. Isso porque a pouca e variável presença de espécies e indivíduos emergidos nesses bancos limitaria a formação de uma cobertura florestal da área, ao contrário do que foi verificado pelos autores citados que estavam em uma paisagem com cobertura florestal 10 vezes superior a encontrada no IZ.

Como medida para reduzir a biomassa e o banco de sementes das gramíneas e ao mesmo tempo permitir a colonização das pastagens pela regeneração natural, pode ser empregado, principalmente no caso de pequenos e médios proprietários rurais, o manejo controlado do gado nas áreas. Alguns estudos têm verificado efeito positivo do pastejo no recrutamento de regenerantes e na redução da produção, cobertura e frequência das gramíneas (ZIMMERMAN; NEUENSCHWANDER, 1984; NOGUEIRA, 1990; BOLDRINI; EGGERS, 1996); embora o gado também possa atuar como dispersor das gramíneas (UHL; CLARK, 1983). Todavia, as áreas seguem dependentes da chuva de sementes de espécies arbóreas em quantidade e bem distribuídas para criação de um dossel, que deverá ser constatado via avaliações e monitoramento contínuo das comunidades em regeneração.

2.4.3. As comunidades regenerantes encontradas no estudo

Os resultados encontrados na incubação de amostras dos bancos de sementes produziram um padrão similar verificado para as comunidades regenerantes em campo (Tabelas 3 e 4). Também foram encontradas poucas espécies regenerantes, com alta dominância arbustiva e heterogeneidade espacial (Tabela 4). As espécies arbóreas apresentaram uma densidade de apenas 186 ind.ha^{-1}, o que representou apenas 6% da densidade total de indivíduos; que por sua vez tem 94% dos indivíduos representados pelas espécies arbustivas *S. paniculatum* e *V. polyantes* (Tabela 4).

Diante do cenário verificado nos bancos de sementes e regenerantes no campo e levando em conta que as pastagens estavam a cerca de 10 metros dos fragmentos florestais, foram colocados em discussão alguns aspectos ecológicos. Primeiro, se estava ocorrendo a produção de sementes dos indivíduos adultos no interior das florestas vizinhas às pastagens estudadas. Segundo, se os mecanismos de dispersão estavam atuando nessas pastagens suficientemente para garantir a chuva de sementes. Por fim, caso fossem dispersas, se as sementes que alcançaram as pastagens do IZ apodreceram ou perderam viabilidade devido à espessa biomassa de braquiária e o impedimento de contato com o solo (Figura 20), ou à ação de patógenos e/ou consumidores como insetos e roedores.

Embora os fragmentos vizinhos às áreas estudadas apresentassem área consideravelmente grande e boa fisionomia e estrutura era possível que os indivíduos da borda, principais responsáveis pela dispersão das áreas adjacentes (CHARLES et al., 2017), estivessem comprometidos pelo crescimento excessivo e cobertura das lianas (VIANI, et al., 2015; MANGUEIRA et al., 2019). Ou talvez essas populações estivessem com a reprodução limitada por fatores como baixa variabilidade genética, falta de polinizadores, autopolinização etc (CASTRO et al., 2007; MONTOYA-PFEIFFER et al., 2018). Os blocos IZ1 a IZ3, ao contrário do IZ4, possuíam árvores remanescentes ou pequenos grupos de árvores nos arredores, que poderiam ter contribuído com a mobilidade dos dispersores e favorecido a chuva de sementes nas pastagens estudadas (TOH et al., 1999; FINK et al., 2009; THOMSON et al., 2011). Muitos estudos têm demonstrado a capacidade desses dispersores em, mesmo diante de condições ambientais adversas, explorar comunidades em início de sucessão (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000; ATHIÊ; DIAS, 2012; TREVELIN et al., 2013; PEÑA-DOMENE et al., 2014; REID et al., 2015); então talvez a limitação de dispersores fosse a possibilidade menos plausível. Por último, verificou-se uma grande quantidade de formigas cortadeiras e de roedores presentes nas pastagens do IZ, estes últimos possivelmente favorecidos pelo histórico de cultivo de milho em consórcio com pastagem na fazenda. É possível que a predação de sementes que colonizaram essas pastagens seja um filtro ecológico importante atuando juntamente com a competição com as gramíneas na limitação da regeneração natural (NEPSTAD et al., 1996; HOLL; LULOW, 1997; COLE, 2009; GALETTI et al., 2015). As formigas cortadeiras também podem ter limitando a sobrevivência de plântulas recém-estabelecidas pela ação de herbivoria (NEPSTAD et al., 1996; VÁLIO, 2001).

Apesar dos assuntos citados anteriormente não terem sido abordados no estudo e precisarem ser investigados com mais rigor, verificou-se que o produto final desses filtros ecológicos está sendo uma regeneração natural heterogênea, pouco expressiva, com baixo número de indivíduos arbóreos e com alta dominância de espécies arbustivas. Esse padrão de regeneração é típico de áreas degradadas em contexto de alta fragmentação e atividade antrópica (CHAZDON, 2008a; BRANCALION et al., 2016), e pode indicar trajetórias de restauração lentas no alcance de parâmetros similares ao ecossistema de referência (CHAZDONa, 2008; NORDEN et al., 2015; SHOO et al., 2015; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Em pastagens com histórico de uso do solo semelhante e em paisagens altamente fragmentas na faixa de ocorrência da FES por todo o Brasil é provável que a limitação da regeneração natural seja similar à verificada no presente estudo. Mesmo na Mata Atlântica (FERRAZ et al., 2014; REZENDE et al., 2015) ou em outros biomas (PARROTA; KNOWLES, 1999; ROCHA et al., 2016) verifica-se que a presença de maior cobertura florestal e maior resiliência dos sítios permite uma regeneração mais densa e biodiversa.

2.4.4. Efeito do manejo da regeneração natural

Como discutido nos itens anteriores, o contexto das áreas experimentais era de solos com alta fertilidade, compactados, com bancos de sementes com baixo potencial na estruturação florestal (baixa densidade e diversidade de espécies arbóreas e alta densidade de gramíneas e arbustos), resultando em comunidades regenerantes que refletiram bem os bancos de sementes potenciais.

Aos 32 meses após isolamento da área e 22 meses do início da aplicação dos tratamentos, corroborando parcialmente a segunda hipótese estabelecida para o estudo, o manejo mais intensivo da regeneração natural contribuiu com o aumento da densidade média de indivíduos (Figura 14), altura média (Figura 16) e área média de copa (Figura 17), comparativamente à regeneração não manejada. Somente a riqueza de espécies não foi afetada pelos tratamentos aplicados no período avaliado (Figura 18). A densidade média de indivíduos e área média de copa apresentaram resposta direta em relação ao grau de intensidade do manejo. Contudo, a resposta dos indivíduos regenerantes para a variável altura dependeu mais da fertilização dos indivíduos que do controle das gramíneas.

O Controle (sucessão secundária), conforme o esperado pela presença forte e homogênea de gramíneas nos bancos de sementes, apresentou os menores valores registrados para todas variáveis avaliadas e comprovou uma sucessão secundária muito lenta ou estagnada. Esse resultado nega a primeira hipótese do estudo demonstrando que as pastagens estudadas não tem capacidade de estruturarem florestas sem aplicação de métodos de restauração. No outro extremo, o tratamento com manejo mais intensivo da regeneração (Herbicida+fertilização) apresentou os melhores resultados com maior densidade média de indivíduos, favorecida principalmente pelo maior ingresso na última avaliação (Figura 15), maiores alturas, áreas de copa e riqueza de espécies.

A presença de gramíneas nas áreas, devido ao controle limitado com a capina mecânica ao entorno dos regenerantes, fez com que o tratamento Coroamento+fertilização apresentasse uma densidade média de indivíduos muito baixa e similar ao Controle. Entretanto, aos 32 meses, a altura média dos indivíduos desse tratamento apresentou uma diferença de apenas dois centímetros do resultado do tratamento Herbicida+fertilização e ambos, em média, apresentaram uma altura 22% superior aos indivíduos do tratamento Herbicida que não foram fertilizados. Desta forma fica evidente o efeito da fertilização em relação ao crescimento em altura da regeneração, inclusive comprovado pelos maiores conteúdos foliares de nutrientes (Tabela 5). Seria esperado que uma relação semelhante fosse encontrada para a variável área de copa porém o tratamento sem fertilização (Herbicida) apresentou área média de copa 34% superior ao tratamento Coroamento+fertilização. Acredita-se que a abertura de copa dos indivíduos com coroamento pode ter sido comprometida devido ao padrão de distribuição agregado em moitas dos indivíduos, já que na primeira medição o tratamento Coroamento+fertilização teve o dobro de indivíduos registrados em relação ao tratamento Herbicida (Figura 15).

Não controlar a gramínea, conforme ocorreu no Controle, compromete o ingresso de novos regenerantes e mantém as áreas dominadas por elas, impossibilitando ou retardando a reocupação das florestas. Conforme amplamente discutido na literatura, pastagens abandonadas em regiões tropicais poderão ter a sucessão muito lenta ou estagnada pela agressividade das gramíneas forrageiras impedindo a resiliência potencial do local e o restabelecimento das florestas secundárias (UHL et al., 1988; AIDE; CAVELIER, 1994; HOLL, 1999; HOLL et al., 2000; HOOPER et al., 2004; HOOPER et al., 2005; CHAZDON, 2008a; GUNARATNE et al., 2011; CÉSAR et al., 2014; SHOO et al., 2015; PALOMEQUE et al., 2017; ROZENDAAL et al., 2019). Rezende & Vieira (2019) também manejaram a regeneração natural em pastos muito explorados na Amazônia e não verificaram regeneração no controle, sugerindo que simplesmente abandonar a área, esperar um período para que a regeneração natural

ocorra e então decidir que método de restauração será utilizado, não seria uma boa estratégia. Segundo os autores, alguma forma de manejo deve ser implantada para acelerar o processo de restauração e assim efetivamente verificar a possibilidade de regeneração local.

Assim como nesse estudo, diversas pesquisas foram realizadas em pastagens utilizando herbicida e também apresentaram resultado positivo no controle de várias espécies de gramíneas (GRISCOM et al., 2005; CRAVEN et al., 2008; CAMPOE et al., 2010; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; CÉSAR et al., 2013), resultando no aumento da densidade de indivíduos (DURIGAN et al., 1998; BROOKS et al., 2009), diante da criação de "janelas de oportunidade" para a ocorrência de regenerantes (OSTER et al., 2009). Elgar et al. (2014), manejando a regeneração na Austrália, também verificaram um grande aumento no número de indivíduos recrutados para a espécie *S. mauritianum* que se tornou dominante assim como *S. paniculatum* no nesse estudo. Rezende e Vieira (2019) encontraram como melhor resultado do manejo da regeneração em pastagens na Amazônia com a passagem de grade para descompactação do solo seguida pela aplicação de herbicida direcionada nas touceiras de braquiárias para que os regenerantes fossem poupados.

Ao causar a morte das gramíneas por completo o herbicida atuaria na redução da competição tanto acima do solo, por espaço e luz (AIDE; CAVELIER, 1994; NEPSTAD et al., 1996; SUN; DICKSON, 1996; HOLL, 1999; CELIS; JOSE, 2011; MELI; DIRZO, 2013); quanto no solo por água e nutrientes (NEPSTAD et al., 1996; HOLL, 1998; HOLL, 1999; GRISCOM et al., 2005; GÜNTER et al., 2009; GUNARATNE et al., 2011; MELI et al., 2015). De forma paralela a concentração das substâncias fitotóxicas produzidas pelas gramíneas deve ter sido reduzida no solo (HIERRO; CALLAWAY et al., 2003; KATO-NOGUCHI et al., 2014), tornando os microssítios mais favoráveis para germinação pela redução de possíveis efeitos alelopáticos (HARPER et al., 1961; BERTACCHI, et al. 2012). Desta forma, tanto pela possibilidade de germinação das sementes já acumuladas nos bancos do solo, quanto pelas que eventualmente foram dispersas ao longo do estudo, o uso do herbicida permitiu que muitas das sementes presentes efetivamente se convertessem em regenerantes estabelecidos (REID; HOLL, 2013), o que não pôde ser observado, por exemplo, no tratamento com controle de gramíneas restrito às coroas.

Esse resultado tem uma implicação prática importante no manejo da regeneração do dia-a-dia. É comum a operação de coroamento ser justificada ecologicamente em campo para, além de aumentar a sobrevida dos regenerantes reduzindo a competição com as gramíneas, contribuir para o ingresso de regenerantes na área de influência da coroa. As condições microclimáticas adversas (alta temperatura do ar e do solo, baixo déficit de vapor de pressão, baixa umidade relativa do ar, baixa umidade do solo na camada superficial, etc – UHL; CLARK, 1983; NEPSTAD et al., 1996; HOLL, 1999; ZIMMERMAN et al., 2000; GRISCOM et al., 2005) e maior exposição a predadores de sementes e herbívoros (HOLL; LULOW, 1997; GRISCOM et al., 2005; COLE, 2009; GALETTI et al., 2015) verificadas no solo quase exposto das coroas podem comprometer a regeneração. É possível que ocorra o estabelecimento de mais regenerantes na área da coroa em florestas tropicais mais úmidas e em condições de menor estresse, o que não se verifica em FES (VIEIRA; SCARIOT, 2006).

Cabe destacar que a operação de coroamento foi realizada com mais cuidado diante do caráter científico do estudo do que em relação ao que provavelmente seria realizado operacionalmente. Houve a preocupação de também se tentar retirar ao máximo a parte radicular das gramíneas presentes ao redor dos regenerantes, já que a competição por raízes parece ser mais influente na sobrevivência e crescimento quando comparada à competição na parte aérea (HOLL, 1998; GUNARATNE et al., 2011). A coroa realizada retirando-se somente a parte aérea das plantas difere da realizada com enxada, por exemplo, que retira o sistema radicular completo das gramíneas e pelo menos na área de projeção da copa reduz a competição sobre e sob o solo, ainda que possa ter algumas raízes de

gramíneas vizinhas à coroa (GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; MELI et al., 2015). As principais referências para a prática da restauração no Brasil não evidenciam a importância da retirada por completo das gramíneas – parte aérea e sistema radicular (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007; PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; TNC, 2017); uma vez que a operação não terá eficácia diante da rápida rebrota das gramíneas especialmente no verão (SUN; DICKSON, 1996).

Alguns estudos têm demonstrado respostas positivas da fertilização na restauração e com espécies nativas, conforme foi demonstrado pelos tratamentos com fertilizante nesse estudo. Nave (2005) verificou que o crescimento médio em altura dos regenerantes provenientes de bancos de sementes fertilizados foi 137% maior dos que não receberam fertilização. Lima (1995), estudando a resposta a fertilização com NPK para sete espécies nativas em campo, concluiu que todas apresentaram grande resposta, com incremento sobre o crescimento inicial variando entre 61-325% em relação à testemunha e com grande limitação do crescimento inicial resultante da omissão dos nutrientes fósforo e nitrogênio. Silva et al. (1997) verificaram em casa de vegetação um valor total médio de matéria seca 20% maior para sete espécies nativas que receberam fertilização potássica comparativamente às que não receberam. Desta forma fica evidente a resposta das espécies nativas à fertilização e necessidade de desenvolvimento de mais pesquisas visando entender como acelerar o crescimento das espécies florestais na restauração, explorando, por exemplo, o uso de micronutrientes ainda pouco utilizados, a aplicação de fertilizantes de liberação controlada, a realização de monitoramento nutricional, o uso de análises foliares, a realização de testes de fertilização potencial, etc; como já amplamente aplicado na silvicultura (SILVEIRA et al., 2001; CAMPOE et al., 2010; GONÇALVES et al., 2011; SORREANO et al., 2012; CAMPOE et al., 2014). É importante frisar que houve resposta à fertilização mesmo nos solos com alta fertilidade do IZ (ANEXO C) e em anos com drástica redução na precipitação média (ANEXO H). Isso reforça a importância da fertilização onde os solos estão nutricionalmente depauperados e gera a dúvidas do quanto às respostas de crescimento em altura e área de copa poderiam ter sido ainda melhores, uma vez que os nutrientes necessitam estar na solução do solo para serem corretamente absorvidos (MALAVOLTA, 2006).

Os resultados da área de copa da coorte de regenerantes de 2016 podem ser explicados pela competição por luz. Isso porque os regenerantes do tratamento Coroamento+fertilização apresentaram uma densidade média com o dobro de indivíduos em relação ao tratamento Herbicida e, mesmo fertilizados, não apresentaram copas maiores como se esperava diante do resultado verificado para altura. Nas fases iniciais da sucessão a competição por luz é intensa e quanto maiores os indivíduos vizinhos, mais fortes serão os efeitos no comportamento de crescimento dos regenerantes (VAN BREUGEL et al., 2012). Em situações com maiores densidade de regenerantes e presença de indivíduos mais altos, o crescimento em altura (vertical) será estimulado pela competição por luz (estiolamento – LARCHER, 2006) em detrimento da exploração horizontal; ao passo que em menores densidades e com indivíduos mais baixos a planta priorizará a emissão de ramos horizontais para expansão de copas (STERBA; AMATERIS, 1998; PADOIM; FINGER, 2010).

Os regenerantes fertilizados das espécies *S. paniculatum* e *A. virgata* apresentaram altos teores foliares mesmo diante do maior crescimento em altura e área de copa (Tabela 5). De forma contrária a esse estudo, Viani et al. (2011) verificaram em casa de vegetação que quatro espécies de FES não diferiram em relação ao teor foliar de nitrogênio e na produção de biomassa quando havia maior disponibilidade de nutrientes nos diferentes solos testados. É possível que indivíduos de *S. paniculatum* e *A. virgata* sejam capazes de acumular mais nutrientes nas folhas mesmo apresentando maior crescimento e produção de biomassa quando fertilizados. Campoe et al., (2014) verificaram que 80% das espécies analisadas apresentaram conteúdo foliar de nitrogênio 13% superior no tratamento com manejo intensivo comparado com o manejo tradicional. Desta forma, assim como os dados biométricos dos

regenerantes, as análises foliares dos conteúdos dos nutrientes demonstraram ser úteis para apontar a diferença entre tratamentos aplicados na regeneração natural e refletir o estado nutricional das plantas (SILVEIRA et al., 2001; GONÇALVES, 2011; SORREANO et al., 2012; CAMPOE et al., 2014).

Nos primeiros anos de regeneração é comum a ocorrência de um pequeno número de espécies em pastagens abandonadas nos trópicos (HOLL, 1999; ZIMMERMAN, et al., 2000; HOLL et al., 2000; CHAZDON, 2008a; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; ROCHA et al., 2016). Até o momento somente o fator tempo tem interferido no número de espécies encontradas no estudo (Figura 18). Tomando as florestas remanescentes do entorno como referência, não só a riqueza, mas também a formação do dossel seria afetada uma vez que as duas espécies mais dominantes são arbustivas. Como já discutido anteriormente esse cenário reforça a possibilidade de trajetórias de restauração lentas para as comunidades estudadas. Aide et al. (2000), Letcher & Chazdon (2009) e Rozendaal (2019) verificaram que são necessários, respectivamente, cerca de 40, 30 e 50 anos para que naturalmente as florestas em processo de sucessão secundária alcancem a riqueza de espécies das florestas de referência; contudo é importante destacar que todos esses estudos contavam com paisagens com coberturas florestais muito superiores que a verificada no interior paulista. Somente a avaliação e o monitoramento em longo prazo poderão revelar definitivamente se houve efeito dos tratamentos na aceleração da retomada da riqueza de espécies dessas comunidades (DURIGAN et al., 2016; VIANI et al., 2017).

A alta variabilidade encontrada nos resultados entre parcelas de um mesmo tratamento, característica essa inerente à regeneração natural (NORDEN et al., 2015; HOLL et al., 2016; REZENDE; VIEIRA, 2019). A interação entre o histórico de cada área, o manejo aplicado em cada tratamento e os eventos estocásticos (ocorrência de trepadeiras que se alastram sobre o solo e regenerantes – Figura 13 – parcelas com "x"; maior ou menor ocorrência de herbáceas em alta densidade e com altura elevada; geada; maior umidade do solo nas áreas do bloco IZ2; danos causados por porcos exóticos, capivara ou gado etc) indicam que a trajetória sucessional de cada parcela seguirá um curso independente, ainda que com certo grau de sobreposição. Desta forma é reforçado o "paradigma do não equilíbrio" com situações ambientais semelhantes resultando no restabelecimento de diferentes comunidades funcionais (PICKETT; CADENASSO, 2005; CHASE, 2007; NORDEN et al., 2015; BRUDVIG et a., 2017; STUBLE et al., 2017). Embora muitos estudos enfatizem a importância de se compreender os padrões mais gerais da regeneração e sua aplicabilidade como método de restauração em larga escala (REZENDE et al., 2015; LATAWIEC et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017; HOLL 2017; MOLIN et al., 2018), outros destacam que também são importantes pesquisas em escala local em relação aos filtros ecológicos específicos que atuam em cada região (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CROUZEILLES et al., 2016;; HOLL et al., 2017; LOZANO-BAEZ et al., 2018).

Os resultados obtidos com o manejo da regeneração natural puderam testar as hipóteses estabelecidas para o estudo, mas não atendem ao objetivo proposto para a estruturação de florestas em pastagens. Mesmo no melhor tratamento (Herbicida+fertilização) foi verificado o predomínio de arbustos que em 32 meses não estruturaram um dossel florestal. O tratamento com menor densidade de indivíduos arbóreos foi o Herbicida+fertilização (111 ind.ha^{-1}) e com maior densidade o Coroamento+fertilização (262 ind.ha^{-1}) e até o momento avaliado a densidade de espécies arbóreas não pareceu estar relacionada aos manejos aplicados, ou seja, influenciada pelas comunidades formadas a partir desses manejos. Além disso, a altura média dos indivíduos em todos os tratamentos variou entre 1,70 - 2,35 m. Esses resultados estão muito inferiores ao que seria esperado para plantios de restauração com 1.111 e 1.666 ind.ha^{-1} e esse padrão revela a realidade da regeneração natural, mesmo manejada, em pastagens imersas em paisagens altamente fragmentadas do interior de São Paulo e que predominam

em boa parte da formação FES. Desta forma, para se restaurar pastagens nesse contexto, com maior previsibilidade de sucesso e menor tempo para estruturação do dossel (2-3 anos), a prescrição ideal seria utilizar os métodos de plantio de mudas ou semeadura direta e não a condução da regeneração natural, mesmo estando ao lado de fragmentos florestais.

Contudo deve-se reconhecer que as comunidades arbustivas formadas até os 32 meses nas áreas estudadas chamam a atenção para uma possibilidade de um estágio intermediário e manejável do processo de restauração que merece ser mais bem entendido e monitorado. Entre uma situação de abandono e sucessão estagnada, como observado no Controle, e a recomendação de plantio de mudas em área total diante da pequena presença e abundância do grupo das espécies arbóreas entre os regenerantes, o manejo dessas pastagens altamente impactadas pelo uso histórico pode proporcionar certo grau de celeridade maior que o simples abandono, cujo custo necessitará ser avaliado ao longo do tempo. Caso o monitoramento constate a necessidade de intervenções, ações como plantio de adensamento, enriquecimento e inclusive desbaste, estas poderão ser realizadas visando contribuir com a aceleração da sucessão dessas áreas em restauração.

As espécies arbustivas também podem desempenhar um papel importante na facilitação da regeneração melhorando o trânsito da fauna, atuando como poleiros para descanso ou fonte de alimentos para dispersores em caso de espécies zoocóricas, contribuindo para o aumento da chuva de sementes, favorecendo as condições de germinação e estabelecimento com a melhoria do microssítio, incorporando matéria orgânica no solo e atuando no controle das gramíneas pela sombra gerada por suas copas (VIEIRA et al., 1994; HOLL, 1998; TOH et al., 1999; HOLL, 2002; GÜNTER et al., 2009; ELGAR et al., 2014). Os grandes adensamentos formados por indivíduos de *S. paniculatum* geraram sombra suficiente para controlar as gramíneas e manter um microclima mais adequado para ocorrência da regeneração arbórea (Figura 21); e atraindo dispersores pela produção de frutos carnosos, especialmente morcegos (PERES, 2016). Então embora as áreas em regeneração aos 32 meses ainda não apresentem forte presença de espécies arbóreas, o "dossel transitório" gerado pelas espécies arbustivas nessa fase inicial da sucessão estava contribuindo para a regeneração florestal no IZ. A importância de arbustos no favorecimento da regeneração também foi destacada por César et al. (2014) em relação à *Baccharis dracunculifolia* DC., no interior de São Paulo no Brasil. Elgar et al. (2014) também verificou resultados similares na Austrália com uma espécie arbustiva brasileira (*Solanum mauritianum* Scop.) que se tornou monodominante nas suas áreas de estudo.

Figura 21. Cobertura inicial gerada por grupos de indivíduos adensados da espécie S. paniculatum contribuindo com o sombreamento e controle de gramíneas, atração de dispersores e formação de microclima para regeneração no experimento de condução da regeneração no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2017).

Independentemente do método de restauração utilizado nas pastagens abandonadas, os fragmentos florestais remanescentes serão fundamentais no sucesso do processo, tanto para manutenção de uma chuva de sementes que leve à formação de bancos de sementes permanentes e temporários das espécies florestais de interesse, quanto para um contínuo processo de enriquecimento natural das áreas restauradas; além da manutenção da conservação da biodiversidade de diversas formas de crescimento da flora (JOLY et al., 2014; MAGNAGO et al., 2014; VIANI et al., 2015; ARROYO RODRIGUES et al., 2017; FARAH et al., 2017) e de espécies da fauna (BANKS-LEITE et al., 2014; BECA et al., 2017; BOVO et al., 2018). Trujillo-Miranda et al. (2018) compararam a expressão da regeneração natural em pastagens próximas e distantes de fragmentos florestais no México e verificaram diferenças significativas na densidade de indivíduos, cobertura de copa e composição do sub-bosque, indicando diferentes estratégias de restauração para cada área. Desta forma, caso o monitoramento futuro das áreas demonstre evolução na estrutura das comunidades, melhorando as expectativas de uso do método de condução da regeneração, os resultados obtidos nesse estudo devem ser considerados com atenção já que se tem alta influência da proximidade com as pastagens e em áreas distantes dos fragmentos é esperada uma regeneração ainda menor. Além disso, devido à heterogeneidade de situações ambientais pelo histórico de uso, até mesmo entre pastagens ao redor de um mesmo fragmento diferentes estratégias de restauração deverão ser utilizadas visando estruturar rapidamente o dossel florestal.

2.5. Conclusões

- Negando a primeira hipótese estabelecida para o estudo, o Controle, mantido em sucessão secundária, não apresentou após 32 meses de isolamento contra o gado 1.111 regenerantes arbóreos por hectare, indicando que a sucessão está estagnada ou ocorrendo de forma muito lenta;
- Corroborando parcialmente a segunda hipótese estabelecida, até os 32 meses após isolamento das áreas, o manejo da regeneração natural por 22 meses com controle das gramíneas e fertilização do solo aumentou significativamente a densidade e crescimento (altura e área de copa), mas não a riqueza dos regenerantes;
- O tratamento Herbicida+fertilização apresentou os maiores valores para as variáveis densidades de indivíduos, altura média, área média de copa e riqueza de espécies. O tratamento Controle obteve os menores valores para as mesmas variáveis. O tratamento Coroamento+fertilização apresentou baixa densidade, mas altura elevada dos indivíduos. O tratamento Herbicida apresentou valores intermediários de densidade de indivíduos e área média da copa, mas altura média inferior aos tratamentos Herbicida+fertilização e Coroamento+fertilização;
- As comunidades com regeneração manejada se encontram, com apenas 32 meses após isolamento da área e 22 meses de manejo, com o predomínio de espécies arbustivas; com dossel baixo, heterogêneo e concentrado em moitas; e com ingresso pouco expressivo e diverso de espécies arbóreas, não caracterizando a estruturação de um dossel florestal;
- Para obter a estruturação florestal em pastagens abandonadas em paisagens altamente fragmentadas e com uso histórico intensivo do solo em até 24-36 meses é necessária a adoção de métodos de restauração mais previsíveis como o plantio de mudas e/ou semeadura direta;
- Os solos das áreas de pastagem estudadas no IZ apresentam alta fertilidade e compactação e seus bancos de sementes apresentaram-se com baixa densidade e diversidade de indivíduos regenerantes, especialmente com forma de crescimento arbórea que era o principal grupo de interesse no processo de estruturação florestal;

REFERÊNCIAS

ABREU, R.C.R.; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. Plant Ecology & Diversity. 4:269-278. 2011.

AIDE,T . M.; CAVELIER J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Restoration Ecology. 2:219-229. 1994.

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. Restoration Ecology. 8(4):328-338. 2000.

ALKIMIM, A.; SPAROVEK, G.; CLARKE, K. Converting Brazil's pastures to cropland: An alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. Applied Geography 62:75-84. 2015.

APG - ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of the Linnean Society, v. 161, n° 2, 105-121, 2009.

ARROYO-RODRIGUEZ, V.; MELO, F.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R.; MEAVE, J.; NORDEN, N.; SANTOS, B.; LEAL, I.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. Biological Reviews. 92:326–340.2017.

ATHIÊ, S.; DIAS, M.M. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e refl orestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasi. Acta Botanica Brasilica 26(1):84-93. 2012.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L.R.; PEARSE, W.D.; BUENO, A.A.; BRUSCAGIN, R.T.; CONDEZ, T.H.; DIXO, M.; IGARI, A.T., MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. Science 345:1041–1045. 2014.

BECA, G.; VANCINE, M.H.; CARVALHO, C.S.; PEDROSA, F.; ALVES, R.S.C.; BUSCARIOL, D.; PERES, C.A.; RIBEIRO, M.C.; GALETTI, M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. Biological Conservation, 210, 352-359. 2017.

BELLO, C., GALETTI, M., MONTAN, D., PIZO, M.A., MARIGUELA, T.C., CULOT, L.; BUFALO, F.; LABECCA, F.; PEDROSA, F.; CONSTANTINI, R.; EMER, C.; SILVA, W.R.; SILVA, F.R.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Atlantic-Frugivory: a plant-frugivore interaction dataset for the Atlantic Forest. Ecology, 98(6), 1729. 2017.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, J.M., CECCON, E. 2001. Seed rain vs. seed bank and the effect of vegetation cover on the recrutment of tree seedlings in tropical sucessional vegetation. In: Life forms and dynamics in tropical forests (Eds) GOTTSBERGER, G; LIEDE, S., 185-203. J. Cramer, Berlin.

BERTACCHI, M.I.F.; BRANCALION, P.S.H.; BRONDANI, G.E.; MEDEIROS, J.C.; RODRIGUES, R.R. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. Revista Árvore. 36(5):895-905. 2012.

BIONDI, D.; REISSMANN, C. B. Estudo de amostragem para a análise química foliar do dedaleiro (*Lafoensia pacari* St. Hill) na arborização urbana. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊ NCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. Anais... São Paulo, p. 601-604.

BOLDRINI, I.I.; EGGERS, L. Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. Acta botanica brasilica. 10(1):37-50. 1996.

BOLKER, B. Ecological models and data in R. [S.l.]: Princeton University Press, 2008.

BOVO, A.A.A.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; MAGIOLI, M.; ALEXANDRINO, E.R.; HASUI, E.; RIBEIRO, M.C.; TOBIAS, J.A. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. Perspectives Ecology Conservation 16:90-96. 2018.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p. 2015.

BRANCALION, P.H.S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J.R.; LAMONATO, F.; FARAH, F.T.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. Biotropica. 48(6):856-867. 2016.

BROOKS, S.; CORDELL, S.; PERRY, L. Broadcast Seeding as a Potential Tool to Reestablish Native Species in Degraded Dry Forest Ecosystems in Hawaii. Ecological Restoration. 27(3):300-305.2009.

BRUDVIG, L.A. et al. Interpreting variation to advance predictive restoration science. Journal of Applied Ecology. 54:1018-1027. 2017.

BUSHBACHER, R.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient Stocks in the Soil and Vegetation. Journal of Ecology, 76(3):682-699.1988.

BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; REY-BENAYAS, J.M. Restoration of ecosystem services and biodiversity. Trends in Ecology and Evolution. 26: 541-549. 2011.

CHASE, J.M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. Proceedings of the National Academy of Sciences of *USA*. 104(44):17430–17434. 2007.

CAMPOE, O.C.; STAPE J.L.; MENDES J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? Forest Ecology and Management, v. 259, p. 1808-1814. 2010.

CAMPOE, O.C.; IANNELLI, C.; STAPE, J.L.; COOK, R.L.; MENDES, J.C.; VIVIAN, R. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: from leaf physology to survival and initial growth. Forest Ecology and Management. 313:233-242. 2014.

CASTRO, C.C.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers, 2007. pp. 197-206.

CATTERALL, C.P. Roles of non-native species in large-scale regeneration of moist tropical forests on anthropogenic grassland. Biotropica. 48(6):809-824. 2016.

CATTERALL, C.P., SHOO, C.P. AND FREEBODY, K. 2014. Natural Regeneration and Rainforest Restoration - Outcomes, Pathways and Management of Regrowth. Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns, 8 p.

CELIS, G., JOSE, S. Restoring abandoned pastureland with native tree species in Costa Rica: effects of exotic grass competition and light. Forest Ecology and Management, v. 261, p. 1598–1604, 2011.

CÉZAR, P.B.; OLIVEIRA, R.R. A Floresta da Tijuca e a cidade do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1992. 172p.

CÉSAR, R.G.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; OLIVEIRA, A.M.S.; ALVES, M.C. Does crotalaria (*Crotalaria breviflora*) or pumpkin (*Curcurbita moschata*) inter-row cultivation in restoration plantings control invasive grasses? Scientia agricola. 70(4):268-273. 2013.

CÉSAR, R.G.; VIANI, R,A,G,; SILVA, M.C.; BRANCALION, P.H.S. Does a native grass (*Imperata brasiliensis* Trin.) limit tropical forest restoration like an alien grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.)? Tropical Conservation Science. 7(4):639:656. 2014.

CHARLES, L. S.; DWYER, J.M.; MAYFIELD, M.M. Rainforest seed rain into abandoned tropical Australian pasture is dependent on adjacent rainforest structure and extent. Austral Ecology, v. 42, n. 2, p. 238-249, 2017.

CHARLES, L.S.; DWYER, J.M.; SMITH, T.J.; CONNORS, S.; MARSCHNER, P.; MAYFIELD, M.M. Species wood density and the location of planted seedlings drive early-stage seedling survival during tropical forest restoration. Journal of Applied Ecology. 55:1009-1018. 2017.

CHARLES, L.S.; DWYER, J.M.; SMITH, T.J.; CONNORS, S.; MARSCNER, P.; MAYFIELD. Seedling growth responses to species-, neighborhood-, and landscape-scale effects during tropical forest restoration. Ecosphere. 9(8). 2018.

CHAZDON, R.L. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: CARSON, W.P.; SCHNITZER, S.A; SCHWARZ, E. (Ed.). Tropical Forest Community Ecology. Cingapura: Ho Printing Pte, p. 384–408, 2008a.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. Science, v. 320, p. 1458-1460, 2008b.

CHAZDON, R.L. Renascimento de Florestas: Regeneração na Era do Desmatamento. Tradução: AMAZONAS, N.T.; CÉSAR, R.G. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. bIOTROPICA. 48(6):716–730. 2016.

CHAZDON, R.L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. Biotropica. 48(6):709-716. 2016.

COLE, R. Postdispersal Seed Fate of Tropical Montane Trees in an Agricultural Landscape, Southern Costa Rica. Biotropica. 41(3):319-327. 2009.

CRAVEN, D.; HALL, J.; VERJANS, J. Impacts of Herbicide Application and Mechanical Cleanings on Growth and Mortality of Two Timber Species in *Saccharum spontaneum* Grasslands of the Panama Canal Watershed. 17(6):751-761. 2009.

CRAWLEY, M.J. The R book. 2007. Wiley, Chichester, England.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. Journal of Applied Ecology 53:440–448. 2016.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M.S.; LINDENMAYER, D.B; GRELLE, C.E.V.; REY BENAYAS, J.M. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. Nature Comunications. 7. 11666. 2016.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. Science Advances. 3. 2017.

CUBIÑA, A.; AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. Biotropica 33:26-267. 2001.

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

DECHOUM, M.S.; ZILLER, S.R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. Biotemas. 26(1):69-77. 2013.

DIAS-FILHO, M.B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Documentos 402. Embrapa Amazônia Oriental. 38p. 2014.

DUNCAN, R.S.; CHAPMAN, C.A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. Ecological Applications. 9(3):998-1008. 1999.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W.A.; FRANCO, G.A.D.C.; GARRIDO, M.A.O. Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. Acta Botanica Brasilica. 12(3):421-429. 1998.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M.S.; MELO, A.C.G. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. Scientia Forestalis. 44(110):463-474. 2016.

ELGAR, A.T.; FREEBODY, K.; POHLMAN, C.L.; SHOO, L.P.; CATTERALL, C.P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. Frontiers in plant science, 5. 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2ª ed. rev. atual. Rio de Janeiro. 212p. 1997.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3ª ed. Brasília. 353p. 2013.

FAGIOLI, M.; RODRIGUES, T.J.D.; ALMEIDA, A.R.P.; ALVES, P.L.C.A. Efeito inibitório da *Brachiaria decumbens* Stapf Prain e *B. brizantha* (Hoschst ex A. Ricj.) Stapf. cv. marandu sobre a germinação e vigor de sementes de guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.). Boletim de Indústria Animal. 57(2):129-137. 2000.

FARAH, F.T.; MUYLAERT, R.L.; RIBEIRO, M.C.; RIBEIRO, J.W.; MANGUEIRA, J.R.S.A.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R.R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. Forest Ecoogy. Management, 397, 78– 88. 2017.

FERRAZ, S.F.B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? Landscape Ecology. 29:187-200. 2014.

FERREIRA, M.C.; RODRIGUES, S.B.; VIEIRA, D.L.M. Regeneration through resprouting after clear-cutting and topsoil stripping in a tropical dry forest in central Brasil. Revista Árvore. 41(2). 2017.

FINK, R.D.; LINDELL, C.A.; MORRISON, E.B.; ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D. Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. Restoration Ecology. 17(4):479-486. 2009.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < http://floradobrasil.jbrj.gov.br/ >. Acesso em: 27 abr. 2016

FLÓRIDO, F.G. Controle de plantas competidoras na restauração ecológica. 2015. 134p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

FRANCO, A.L.C., Loss of soil (macro)fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. Science of the Total Environment 563(564):160–168. 2016.

FURTINI NETO, A.E.F.N.; SIQUEIRA, J.O.; CURI, S.; MOREIRA, F.M.S. Fertilização em reflorestamento com espécies nativas. In: Nutrição e Fertilização Florestal. (Eds.) GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. 427 p. 2000.

GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. Bat-and-bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. Conservation Biology. 14(6):1693-1703. 2000.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; GALBIATI, L.A.; NEVES, C.L.; RODARTE, R.R.; MENDES, C.P. Seed Predation by Rodents and Implications for Plant Recruitment in Defaunated Atlantic Forests. Biotropica. 47(5):521–525. 2015.

GANDOLFI, S. História Natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2000.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. São Paulo: Fundação Cargill, cap. 4, p. 109-143. 2007.

GARCÍA-ORTH, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures. Restoration Ecology. 19(1):24-34. 2011.

GERHARDT, K. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. Journal of Vegetation Science 4:95-102. 1993.

GARWOOD, N.C. Tropical Soil Seed Banks: a Rewiew. In: LECK M.A.; PARKER T. V.; SIMPSON R.L. (Ed.) Ecology of soil seed banks. New York: Academic Press, 1989. chap. 9, p. 149–209.

GONÇALVES, J.L.M. Fertilização de plantação de eucalipto. In: II ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA, 2011, Campinas. Anais... Campinas: PTSM/IPEF/FUPEF, 2011. p. 85-113.

GRAHAM, L.L; PAGE, S.E. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. Restoration Ecology. 20(5):631-637. 2012.

GRISCOM, H.P.; ASHTON P.M.S.; GRAEME P.B. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama." Forest Ecology and Management, v. 218, p. 306-318. 2005.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. 148:185-206. 2001.

GUARIZ, H.R. et al. Variação da umidade e da densidade do solo sob diferentes coberturas vegetais. In: Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. p. 7709-7716. 2009.

GUNARATNE, A.M.T.A.; GUNATILLEKE, C.V.S.; GUNATILLEKE, I.A.U.N.; MADAWALA WEERASINGHE, H.M.S.P.; BURSLEM, D..F.R.P. Release from root competition promotes tree seedling survival and growth following transplantation into human-induced grasslands in Sri Lanka. Forest Ecology and Management. 262:229-236. 2011.

GÜNTER, S.; GONZALEZ, P.; ÁLVAREZ, G.; AGUIRRE, N.; PALOMEQUE, X.; HAUBRICH, F.; WEBER, M. Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover. Forest Ecology and Management. 258:81-91. 2009.

HARPER, J.L. et al. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. Evolution, 15(2):209-227. 1961.

HELMER, E.H.; BRANDEIS, T.J.; LUGO, A.E.; KENNAWAY, T. Factors influencing spatial pattern in tropical forest clearance and stand age: implications for carbon storage and species diversity. Journal of Geophysical Research 113(14). 2008.

HIERRO, J. L.; CALLAWAY, R. M. Allelopathy and exotic plant invasion. Plant and soil, v. 256, n. 1, p. 29-39, 2003.

HOFFMANN, W.A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. Austral Ecology. 33:29-36. 2008.

HOLL., K.D. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. Forest Ecology and Management. 109:187-195. 1998.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. Biotropica, 31(2), 229-242. 1999.

HOLL, K.D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. Journal of Ecology. 90:179-187. 2002.

HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.; SAMUELS, I.A. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. Restoration Ecology. 8(4):339-349. 2000.

HOLL, K.D.; LULOW, M.E. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. Biotropica. 29(4):459-469. 1997.

HOLL, K.D., REID, J.L., CHAVES-FALLAS, J.M., OVIEDO-BRENES, F. & ZAHAWI, R.A. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. Journal of Applied Ecology. 54:1091-1099. 2016.

HOLL, K.D. Restoring tropical forests from the bottom up. Science. 355(6324):455-456. 2017.

HOOPER, E.R.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned lan in Panama. Ecology. 85(12):3313-3326. 2004.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. Journal of Applied Ecology. 42:1165-1174. 2005.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD J. Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 13:201-228. 1982.

IIS – International Institute for Sustainability; WRI – World Resourves Institute; UICN - International Union for Conservation of Nature; PARTNERS - People and Reforestation in the Tropics, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: < http://www.iis-rio.org/media/publications/relatorio-regeneracao-natural.pdf > Acesso em: 21/11/2018.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. New Phytololist. 204. pp.459-473. 2014.

KANOWSKI, J.; CATTERALL, C.P.; NEILAN, W. Potential value of weedy regrowth for rainforest restoration. Ecological Management & Restoration. 9(2):88-99. 2008.

KATO-NOGUCHI, H.; KOBAYASHI, A.; OHNO, OSAMU, O.; KIMURA, F.; FUJIII, Y.; SUENAGA, K. Phytotoxic substances with allelopathic activity may be central to the strong invasive potential of *Brachiaria brizantha*. Journal of Plant Physiology 171:525–530. 2014.

KRONKA, F.J.N. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo - Período de 2008-2009. São Paulo: Instituto Florestal/Governo do Estado de São Paulo, 2010. Disponível em: < http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/sifesp/2016/12/municipio_maior_porc.pdf > Acesso em: 05 out. 2015.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degradated tropical forest landscapes. Science, 310:1628-1632. 2005.

LARCHER, W. Ecofisiologia Vegetal. São Carlos. 2006. 550p.

Laurance, W. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. Biological Conservation 142: 1137.

LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GARDNER T. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. Frontiers in Ecology and the Environment **13**: 211–218. 2015.

LATAWIEC, A.E., et al. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. Biotropica. 48(6):844–855. 2016.

LETCHER, S.G.; CHAZDON, R.L. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. Biotropica 41(5):608-671. 2009.

LIMA, H.N. Crescimento inicial de sete espécies arbóreas nativas em resposta à adubação com NPK a campo. 1995. 66p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de plantas). - Universidade Federal de Lavras, Lavras. 1995.

LORENZI, H.; SOUZA, H.M.; TORRES, M.A.V.; BACHER, L.B. Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 384p. 2003.

LOZANO-BAEZ; S.E.; COOPER, M.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, R.R.; CASTELLINI, M.; DI PRIMA, S. Recovery of Soil Hydraulic Properties for Assisted Passive and Active Restoration: Assessing Historical Land Use and Forest Structure. Water. 11(86). 2019.

LOZANO-BAEZ, S.; COOPER, M.; FERRAZ, S.; RIBEIRO RODRIGUES, R.; PIRASTRU, M.; DI PRIMA, S. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. Water. 10:453. 2018.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. Journal of Ecology. 102:475–485. 2014.

MAGURRAN, A.E. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, N.J. 192p. 1988.

MALAVOLTA, E; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2ª ed. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 319 p., 1997.

MALAVOLTA, E. Manual de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Ceres, 638 p., 2006.

MANGUEIRA, J.R.S.A.; HOLL, K.D.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. Ecosystems and People. 15(1):3-10. 2018.

MANGUEIRA, J.R.S.A.; MONTIBELLER, C.; CÉSAR, R.G.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. Métodos de manejo de fragmentos florestais: Revisão da literatura e propostas para orientar a prática. In: Manejo de fragmentos florestais degradados (Org.: ASSIS, L.S.; CAMPOS, M.; GIRÃO, V.J.Campinas. The Nature Conservancy, 2019. 172 p.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain of fleshy-fruited species in tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. Journal of Tropical Ecology. 18:457-462. 2002.

MARTÍNEZ-GARZA C.; HOWE, H. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. Journal of Aplied Ecology. 40:423-429. 2003.

MARTINS, S.V., SARTORI, M., RAPOSO FILHO, F.L., SIMONELI, M., DADALTO, G., DA SILVA, A.E.S. Potencial da regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Centro de desenvolvimento do agronegócio - CEDAGRO. Vitória. 102 p. 2014.

MAZA-VILLALOBOS, S.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Early Regeneration of Tropical Dry Forest from Abandoned Pastures: Contrasting Chronosequence and Dynamic Approaches. Biotropica. 43(6):666–675. 2011.

McDONALD T., GANN, G.D., JONSON, J., DIXON, K.W. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. 2016.

MENDES, M.S. et al. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. Restoration Ecology. 27(2) 361-370. 2019.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. Disponível em: <http://www.tropicos.org/> Acesso em: 25 jun. 2016.

MELI, P.; BENAYAS, J.M.R.; RAMOS, M.M.; CARABIAS, J. Effects of grass clearing and soil tilling on establishment of planted tree seedlings in tropical riparian pastures. New Forests. 46:507-525. 2015.

MELI, P.; DIRZO, R. Effects of grasses on sapling establishment and the role of transplanted saplings on the light environment of pastures: implications for tropical forest restoration. Applied Vegetation Science 16(2013) 296-304. 2013.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G.; Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). Revista Brasileira de Botânica. 33(1):37-50. 2010.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G.; GORENSTEIN, M.R. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. Acta Botanica Brasilica. 21(4):927-934. 2007.

MOLIN, P.G.; CHAZDON, R.L.; FERRAZ, S.f.; BRANCALION, P.H.S. A landscape approach for cost-effectiven large-scale forest restoration. Journal of Applied Ecology. 55:2767-2778. 2018.

MONTOYA-PFEIFFER, P.M.; RODRIGUES, R.R.; METZGER, J.P.; SILVA, C.I.; BAQUERO, O.S.; SANTOS, I.A. Are the assemblages of tree pollination modes being recovered by tropical forest restoration? Applied Vegetation Science. 21:156-163. 2018.

NEEFF T.; LUCAS R.M.; SANTOS JR.; BRONDIZIO, E.S.; FREITAS, C.C. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978–2002: an empirical estimate. Ecosystems 9:609–623. 2006.

NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; PEREIRA, C.A.; DA SILVA, J.M.C. A Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest ofEastern Amazonia Author. Oikos. 76(1):25-39.

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.

NATHAN, R.; HORN, H.S.; CHAVE, J.C.; LEVIN, S.A. Mechanistic models for tree seed dispersal by wind in dense forests and open landscapes. In. Seed Dispersal and Fruguvory: Ecology, Evolution and Conservation. (Eds.) LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. p.69-82. 2002.

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

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Áreas. New York: Nova Science Publishers, p. 103-126. 2007.

NOGUEIRA, J.C.B. Regeneração natural de mata ciliar na estação ecológica de Bauru (comunicação). Anais: 6° Congresso Florestal Brasileiro. Campo do Jordão. 1990.

NORDEN, N., ANGARITA, H. A., BONGERS, F., MARTÍNEZ-RAMOS,M., GRANZOW-DE LA CERDA, I., VAN BREUGEL, M., LEBRIJA-TREJOS, E., MEAVE, J. A., VANDERMEER, J., WILLIAMSON, G. B., FINEGAN, B., MESQUITA, R. & CHAZDON, R. L. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 112, 8013–8018. 2015.

OLIVEIRA, P.E.A.M.; MOREIRA, A.G. Anemocoria em espécies de cerrado e mata de galeria de Brasília, DF. Revista brasileira de Botânica. 15(2):163-174. 1992.

OSTER, M.; ASK, K.; COUSINS, S.A.O.; ERIKSSON, O. Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. Journal of Applied Ecology 46:1266–1274. 2009.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009. Disponível em: <http://www.pactomataatlantica.org.br/ > Acesso em: 23 out. 2015.

PADOIM, V.; FINGER, C.A.G. Relações entre as dimensões da copa e a altura das árvores dominantes em povoamentos de *Pinus taeda* L. Ciência Florestal. 20(1):95-105. 2010.

PALOMEQUE, X.; GÜNTER, S.; SIDDONS, D.; HILDEBRANDT, P.; STIMM, B.; AGUIRRE, N.; ARIAS, R.; WEBER, M. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. New Forests. 48:643-662. 2017.

PARKER, V.T.; PICKETT, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: Restoration Ecology and Sustainable Development. URBANKSA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge. p. 17-32. 1999.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. Forest Ecology and Management. 124:45-77. 1999.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H. Restoration of tropical moist forests on baixite-mined lands in the brazilian amazon. Restoration Ecology. 7(2):103-116. 1999.

PAUL, M.; CATTERALL, C.P.; POLLARD, P.C.; KANOWSKI, J. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. Forest Ecology and Management 259:2083–2092. 2010.

PAULA, F.S. et al., Land use change alters functional gene diversity, composition and abundance in Amazon forest soil microbial communities. Molecular Ecology. 23:2988-2999. 2014.

PEÑA-DOMENE, M.; MARTINEZ-GARZA, C.; PALMAS-PÉREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E.; HOWE, H. Roles of Birds and Bats in Early Tropical-Forest Restoration. Plos One. 9(8). 2014.

PERES, M.K. Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. 353p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Vegetation dynamics. In: van der MAAREL E. (Ed.) Vegetation Ecology. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 172-198.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, MEINERS, S.J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. Applied Vegetation Science. 12:9–21. 2008.

PODADERA, D.S.; ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A.; MACHADO, D.L.; SATO, L.M.; DURIGAN, G. Influence of Removal of a Non-native Tree Species Mimosa caesalpiniifolia Benth. on the Regenerating Plant Communities in a Tropical Semideciduous Forest Under Restoration in Brazil. Environmental Management. 56(5):1148-58. 2015.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org.> 2008. Acesso em: 23 julho 2016.

REID, J.L.; HOLL, K.D. Arrival ≠ Survival. Restoration Ecology Vol. 21, No. 2, pp. 153–155. 2013.

REID, J.L.; HOLL, K.D.; ZAHAWI R.A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. Ecological Applications, 25(4), pp. 1072–1082, 2015.

RESENDE et al., Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 34(11):2071-2081. 1999.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in ecology and conservation. 16:208-214. 2018.

REZENDE C.L.; UEZU A.; SCARANO F.R.; ARAUJO D.S.D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. Biodiversity Conservation. 18 p. 2015.

REZENDE, G.M.; VIERIA, D.L.M. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. Forest Ecology and Management. 433:93-104. 2019.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological conservation, 142(6), 1141-1153. 2009.

ROCHA, G.P.E.; VIEIRA, D.L.M.; SIMON M.F. Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia. Forest Ecology and Management, v. 370: 93-101. 2016.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation 142, 1242–1251. 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.;

VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of highdiversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

ROZENDAAL et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. Science Advances. 5:1-10. 2019.

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

SAMPAIO, A.B.; HOLL, K.D.; SCARIOT, A. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? Restoration Ecology. 15(3):462-471. 2007.

SARTORI, M.S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.E. Regeneração arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus saligna Smith. localizado no Estado de São Paulo. Scientia Forestalis. 62:86-103. 2002.

SILVA, I.R.; FURTINI NET, A.E.; CURI, N.; VALE, F.B. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. Pesquisa agropecuária brasileira. 32(2):205-212. 1997.

SHOO, L.P.; FREEBODY, K.; KANOWSKI, J.; CATTERALL, C.P. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. Conservation Biology. 30(1):121-132. 2015.

SILVEIRA, R.L.V.A.; HIGASHI, E.N.; SGARBI, F.: MUNIZ, M.R.A. Seja doutor do seu eucalipto. Arquivo do Agrônomo nº 12 -Potafos, 32p., 2001.

SMA - SÃO PAULO (Estado) Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 32/2014, de 03 de abril de 2014. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 05/04/2014.

SORREANO, M.C.M.; RODRIGUES, R.R.; BOARETTO, A.E.; Guia de nutrição para espécies florestais nativas. 254 p. 2012.

SPAROVEK, G.; CORRECHEL, V.; BARRETO, A.G.O. The risk of erosion in brazilian cultivated pastures. Sciencia Agricola. 64(1):77-82. 2007.

STERBA, H.; AMATEIS, R.L. Crown efficiency in a loblolly pine (*Pinus taeda*) spacing experiment. Canadian Journal of Forest Research. 28:1344–1351. 1998.

STRASSBURG, B.B.N.; BARROS, F.S.M.; CROUZEILLES, R.; IRIBARREM, A.; SANTOS, J.S.; SILVA, D.; SANSEVERO, J.B.B.; ALVES-PINTO, H.N.; FELTRAN-BARBIERI, R.; LATAWIEC, A.E. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica. 48(6):890-899. 2016.

STRASSBURG, B.B.N. et al. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. Nature Ecology & Evolution. 3:62-70. 2019.

STRASSBURG, B.B.N.; LATAWIEC, A.E.; BARIONI, L.G.; NOBRE, C.A.; DA SILVA, V.P.; VALENTIM, J.F.; VIANNA, M.; ASSAD, E.D. "When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil." Global Environmental Change 28: 84–97. 2014.

STUBLE, K.; FINCK, S.E.; YOUNG, T. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. Journal of Applied Ecology. 54:1051-1057. 2017.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSEMAN, G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. Trends in Ecology and Evolution. 19(1):46-53. 2004.

SUGANUMA, M.S.; ASSIS, G.B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. Communitty Ecology. 15(1): 27-36. 2014.

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

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in na Atlantic Rainforest region: implications for conservation. Forest Ecology and Management 257:1219–1230. 2009.

THOMSON, F.J.; MOLES, A.T.; AULD, T.D.; KINGSFORD, R.T. Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. Journal of Ecology 99:1299–1307. 2011.

TNC - The Nature Conservancy. Economia da Restauração Florestal. BENINI, R.M. & ADEODATO, S. (Org.). 1ª ed. São Paulo. 136 p. 2017.

TOH, I.; GILLESPIE, M.; LAMB, L. The role of isolated trees in facilitanting tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. Restoration Ecology. 7(3): 288-297. 1999.

TREVELIN, L.C.; SILVEIRA, M.; PORT-CARVALHO, M.; HOMEM, D.H.; CRUZ-NETO, A.P. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. Forest Ecology and Management 291:136–143. 2013.

TRUJILLO-MIRANDA, A.L.; TOLEDO-ACEVES, T.; LÓPEZ-BEZERRA, FABIOLA; GEREZ-FERNÁNDEZ, P. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. Ecological Engineering 117:50-61. 2018.

UHL, C.; BUSCHMACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. Journal of Ecology. 76(3):663-681. 1988.

UHL, C.; CLARK, K. Seed ecology of selected amazon basin successional species. Botanical Gazette, 144(3):419-425.

VAN BREUGEL et al. The relative importance of above- versus belowground competition for tree growth during early succession of a tropical moist forest. Plant Ecology. 213:25–34. 2012.

VAN DER PIJL L. (1972). Principies of dispersal in higher plants. 2 ed. Springer Verlag. Berlim. New Yourk. 161 p.

VENZKE, T.S.; NERI, A.V.; CUNHA, J.F.; MARTINS, S.V. Regeneração natural do estrato arbóreo-arbustivo sob talhão de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, Viçosa, MG, Brasil. Global Science and Technology. 5(3):74-86. 2012.

VIANI, R.A.; HOLL, K.D.; PADOVEZI, A.; STRASSBURG, B.B.; FARAH, F.T.; GARCIA, L.C.; CHAVES, R.B.; RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives From the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. Tropical Conservation Science, 10, 2017.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; DAWSON, T.E.; OLIVEIRA, R.S. Savanna soil fertility limits growth but not survival of tropical forest tree seedlings. Plant Soil 349:341–353. 2011.

VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.M.; CASTRO, D.C.V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P.H. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. Natureza & Conservação, 13(1), 41-46. 2015.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. Restoration Ecology, Tucson, v. 14, n. 1, p. 11-20, Mar. 2006.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A.B.; HOLL, K.D. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. Journal of Tropical Ecology. 22:353-357. 2006.

VIEIRA, I.C.G; UHL, C.; NEPSTAD, D. The Role of the Shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'Succession Facilitator' in anAbandoned Pasture, Paragominas, Amazônia. Vegetatio. 115(2):91-99. 1994.

VITTI, G.C.; CABRITA, J.R.M. Nutrição e adubação de citros. Jaboticabal: Funep, Boletim Citrícola. 31 p. 1998

YUAN, F. et al. Forestation in Puerto Rico, 1970s to Present. Journal of Geography and Geology. 9(3):30-41. 2017.

ZAHAWI, R.A.; AUGSPURGER, C.K. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foce in degraded lands of Honduras. Ecological Application. 16(2):464-478. 2006.

ZAHAWI, R.A.; ECKERT, C.; CHAVES-FALLAS, J.M.; SCHWANITZ, L.; ROSALES, J.A.; HOLL, K.D. The Effect of Restoration Treatment Soils and Parent Tree on Tropical Forest Tree Seedling Growth. Open Journal of Forestry. 5:154-161

ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D.; COLE, R.J.; REID, J.L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. Journal of Applied Ecology. 50:88-96. 2013.

ZAHAWI, R.A.; REID, J.L.; HOLL, K.D. Hidden Costs of Passive Restoration. Restoration Ecology. 22(3):284-287. 2014.

ZENNI, R.D.; ZEILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. Revista Brasileira de Botânica. 34(3):431-446. 2011.

ZIMMERMAN, G.T. NEUENSCHWANDER, L.F. Livestock grazing influences on community structure, fire intensity, and fire frequency within the Douglas-fir ninebark habitat type. Journal of range management. 37(2):104-110. 1984.

ZUUR, A., IENO, E.N., WALKER, N., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M. Mixed effects models and extensions in ecology with R . [S.l.]: Springer Science and Business Media, 2009.

3. O EFEITO DO PLANTIO DE ESPÉCIES PIONEIRAS NA ESTRUTURAÇÃO FLORESTAL EM PASTAGENS COM REGENERAÇÃO NATURAL

RESUMO

O plantio de mudas é o método de restauração mais comum utilizado no mundo. Esse método permite a rápida estruturação de um dossel florestal, cria uma habitat sombreado e favorece o aumento da chuva de sementes e a formação precoce de um sub-bosque, aumentando as chances de se obter futuramente a consolidação do processo de restauração florestal. Normalmente esses plantios são realizados com uso de alta diversidade, mas também podem estrategicamente ser realizados com poucas espécies. Com a difusão dos métodos de abandono e condução da regeneração natural, mesmo com maior imprevisibilidade, a eficácia do plantio de mudas tem sido contestada, principalmente diante de seus altos custos comparativamente ao abandono e condução da regeneração. Desta forma torna-se importante comparar os resultados ecológicos de uso de ambos os métodos na velocidade da estruturação de florestas em pastagens abandonadas sob domínio de FES. Os objetivos desse estudo foram avaliar o efeito do plantio de apenas duas espécies arbóreas nativas de recobrimento, comparando-o com o manejo intensivo da regeneração natural em pastagens abandonadas ao lado de fragmentos florestais na criação de florestas jovens; e o efeito da fertilização na sobrevivência e no crescimento dos regenerantes estabelecidos sob os plantios. Foram medidas a densidade de indivíduos, altura, área de copa e riqueza nos três blocos do tratamento com manejo mais intensivo da regeneração natural (Herbicida+fertilização) e em quatro blocos de cada tratamento com plantio de duas espécies (*Trema micrantha* (L.) Blume e *Citharexylum myrianthum* Cham.), com e sem fertilização da regeneração natural em Sertãozinho, SP. O plantio foi realizado em espaçamento 3 x 2 m, sendo utilizadas duas mudas de *T. micrantha* para uma de *C. myrianthum* e adotados os tratos silviculturais padrões. As comunidades formadas 20 meses após o plantio das espécies pioneiras no tratamento com fertilização da regeneração natural apresentou uma estrutura florestal maior em altura e área de copas comparativamente às do tratamento com manejo intensivo da regeneração com predomínio de arbustos. A densidade de indivíduos e diversidade de espécies de estágios sucessionais mais avançados foram quatro vezes maiores no tratamento com plantio e fertilização da regeneração, demonstrando seu potencial em contribuir mais rapidamente para o processo de consolidação. A sobrevivência e crescimento em altura e área de copa dos regenerantes estabelecidos sob os plantios não apresentaram resposta em relação à fertilização, sendo maiores no tratamento com plantio sem fertilização, possivelmente devido à competição com os indivíduos plantados. O método de plantio de mudas, mesmo feito com apenas duas espécies de recobrimento, estrutura um dossel florestal mais rápido e uniforme que a condução da regeneração natural em pastagens abandonadas e aumenta o enriquecimento natural de indivíduos e espécies provavelmente vindos dos fragmentos florestais do entorno.

Palavras-chave: Pastagens abandonadas; Restauração ecológica; Manejo da regeneração natural; Plantio de mudas; Estruturação florestal

ABSTRACT

Planting seedlings is the restoration method most commonly used in the world. This method allows the rapid formation of a forest canopy, creates a shaded habitat and favors the increase of seed rain and the early formation of an understory, increasing the chances of future consolidation of the forest restoration process. Usually, these plantations are done using high diversity, but can also strategically use few species. With the spread of natural regeneration assistance as a restoration method, as well as the simple abandonment of the areas, even subjected to greater unpredictability, the efficiency of seedling plantation has been challenged, especially for its comparably higher costs. In this context, it is important to compare the ecological results of using both methods regarding the time

required for the formation of forests in abandoned pastures within the Seasonal Semidecidual Forest domain. The objectives of this study were to evaluate the effectiveness of planting two fast-growing wide-canopy native tree species, compared to the intensive management of natural regeneration in abandoned pastures adjacent to forest fragments, in order to create young forests; and the effect of fertilization on the survival and growth of wildlings established in the understory. Seedlings' and wildlings' density, height, crown area and species richness were measured in the treatment of more intensive management of the natural regeneration (herbicide + fertilization; three blocks) and for the two species plantation treatment (*Trema micrantha* (L.) Blume and *Citharexylum myrianthum* Cham.) with and without fertilization (four blocks) in Sertãozinho, SP. The plantation was performed using 3x2 m spacing, using two T. micrantha seedlings for each C. myrianthum and adopting standard silvicultural techniques. The communities formed 20 months after plantation of the pioneer species in the treatment with natural regeneration fertilization presented better forest structure considering height and crown area, compared to the treatment of intensive management of the natural regeneration with predominance of shrubs. Individuals density and diversity of later successional species were four times greater in the seedling plantation + wildling fertilization treatment, demonstrating its potential to contribute faster to the consolidation process. The survival, height growth and crown area expansion of wildlings established under the plantations showed no response to fertilization and were higher at the seedling plantation + no wildling fertilization plots, possibly due to the competition with the planted individuals. Seedling plantation was faster than natural regeneration assistance in structuring a forest canopy over abandoned pastures (which was also more uniform), even using seedlings of only two fast-growing wide-canopy native species, and promoted the increase in wildlings density and diversity through natural regeneration, likely originated from the surrounding forest fragments

Keywords: Abandoned pastures; Ecological restoration; Natural regeneration management; Seedling planting; Forestry estruturation

3.1. Introdução

O plantio de mudas é o método de restauração mais comum utilizado no mundo e no Brasil (RODRIGUES et al., 2009; PALMA; LAURANCE, 2015). Nesse método são introduzidos indivíduos com biologia conhecida, em densidade e espaçamentos previamente planejados, aumentando a previsibilidade de sucesso na restauração quando comparado a métodos mais imprevisíveis como semeadura direta ou condução da regeneração (PARROTA et al., 1997; RODRIGUES et al., 2011; SHOO et al., 2015; BRANCALION, et al. 2016; CATTERALL et al., 2016; HOLL et al., 2017; LONGWORTH; WILLIAMSON, 2018). O plantio de mudas facilita a regeneração do sub-bosque através da redução da competição devido ao sombreamento das gramíneas, do aumento da fertilidade do solo pelo aporte de serapilheira e pela melhoria na permeabilidade da matriz para a fauna (POWERS et al., 1997; PARROTA, 1999; SANTOS et al., 2007; BUTLER et al., 2008; MELO et al., 2015; VIANI et al., 2015). Além disso, mudanças na umidade, temperatura e luz na superfície do solo proporcionam a germinação de sementes e posterior estabelecimento de sementes trazidas por dispersores e outros vetores das florestas do entorno (PARROTA, 1997; PARROTA, 1999; LAMB et al., 2005; FINK et al., 2009; HOLL et al., 2017), especialmente de espécies finais da sucessão que são tão importantes para a fase de consolidação da comunidade florestal em restauração (MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; PEÑA-DOMENE et al., 2014; BRANCALION et al., 2015; REID et al., 2015). Dentre outros fatores, os efeitos ecológicos dos plantios dependem principalmente da diversidade e composição das espécies utilizadas (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011).

O uso de alta diversidade nos plantios tem sido exigido no Estado de São Paulo (SMA 08, 2008) e, de certa forma, praticado na maioria dos projetos de restauração em todo o Brasil. Como o objetivo dos projetos é retornar ao ecossistema as características mais semelhantes possíveis ao que se tinha antes do início da degradação, o uso de alta diversidade desde o principio com o plantio já asseguraria um pool de espécies capaz de permitir que a

floresta se perpetue sem depender da chegada de novas espécies do entorno (RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011). A importância da promoção de heterogeneidade ambiental gerada por cada organismo considerado um engenheiro físico do ecossistema (HIERRO; CALLAWAY, 2003; CUDDINGTON et al., 2007; GANDOLFI et al., 2007; MELO et al., 2015; BIZUTI et al., 2016), assim como pelo papel de cada espécie desempenhando diversas funções nesses ecossistemas (HECTOR; BAGCHI, 2007; GUERRERO-RAMÍREZ et al., 2017) reforçam a necessidade do uso de alta diversidade nos plantios de restauração. Por fim, diversos trabalhos evidenciaram que o uso de maior biodiversidade acelera o processo de restaração em plantios pelo aumento da riqueza e densidade de regenerantes no sub-bosque (GUARIGUATA et al., 1995; PARROTA; KNOWLES, 1999; CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; SANTOS et al., 2007; BUTLER et al., 2008).

Contudo o tema tem sido amplamente discutido na comunidade científica já que alguns pesquisadores defendem que um conjunto de poucas espécies ou até mesmo uma única espécie, nativa ou até exótica, pode desempenhar funções ecológicas na comunidade que se assemelham ou apresentam-se até mais eficientes que plantios biodiversos (MELO; DURIGAN, 2006; DURIGAN et al., 2010; VIANI et al., 2010; CATTERALL, 2016). Se em um primeiro momento essa ou essas espécies não cumprem tão bem a função de conservar a biodiversidade, essa função pode ocorrer ao longo do tempo com a colonização da área por novas espécies (CHADA et al., 2004; SANTOS et al., 2007; VENZKE et al., 2012; FERRACIN et al., 2013; LONGWORTH; WILLIAMSON, 2018), uma vez que as condições ambientais locais e os fragmentos do entorno serão os principais responsáveis por atuar nesse processo (MELO et al., 2015; BIZUTI et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017; SUGANUMA et al., 2018). Em paralelo com a conservação e mais precocemente se tem a recuperação das funções ecológicas desejadas e evita-se que a comunidade continue com a sucessão estagnada (SUDING et al., 2004; HOOBS et al., 2009).

Entre essas funções podem ser citadas aumentar a cobertura do solo (ex., em áreas mineradas), evitar a erosão, estocar biomassa, permitir uma maior infiltração da água, fornecer alimento para a fauna, proteger áreas de encosta ou mananciais hídricos, etc (LAMB et al., 2005). De acordo com Durigan et al. (2010), embora a diversidade biológica seja uma variável chave para a obtenção de florestas biodiversas, não há estudos que comprovem que alta diversidade de espécies no momento do plantio seja suficiente para garantir, em todas as circunstâncias, o sucesso da restauração. A mesma autora, em outro estudo avaliando uma cronosequência de áreas restaurada por plantio, refutou a ocorrência do "efeito prioridade" visto que boa parte das espécies plantadas foi substituída pelas que colonizaram a área vindo de fragmentos do entorno (SUGANUMA et al., 2014). Muitos estudos, inclusive, tem evidenciado o potencial de plantios de espécies exóticas, como dos gêneros *Eucalyptus*, *Acacia* e *Pinus*, para catalizar a regeneração no sub-bosque que, se manejada, podem converter gradativamente a área em florestas nativas (SARTORI et al., 2002; CHADA et al., 2004; VIANI et al., 2005; CARNEIRO, RODRIGUES, 2007; VENZKE et al., 2012; FERRACIN et al., 2013).

Apesar dos argumentos favoráveis apresentados, deve-se ressaltar que uso de apenas uma ou poucas espécies, caso ocorra a morte sincrônica de indivíduos de uma determinada espécie, seja ela por morte natural (senescência), ocorrência de pragas ou doenças, não adaptação ao local, evento climático atípico (geada, déficit hídrico, El Niño, La Niña), etc; pode incorrer na perda brusca de parte do dossel e colocar em risco o processo sucessional das áreas em restauração (CALLADO; GUIMARÃES, 2010; MÔNICO, 2012; RORATO et al. 2017). Desta forma, o uso de baixa diversidade nos plantios deverá ser explorado de forma estratégica em certas circunstâncias, como por exemplo, ao lado de fragmentos, mas desde que a área esteja sob constante avaliação e monitoramento para assegurar que as fases seguintes à estruturação florestal ocorram.

No Brasil foram testadas e utilizadas várias formas de plantio de mudas à medida que as teorias ecológicas e da ecologia da restauração foram evoluindo (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES, 2011). Atualmente o modelo mais aplicado é o que considera a funcionalidade das espécies, intercalando linhas de plantio de espécies de recobrimento com linhas de espécies de diversidade (NAVE, RODRIGUES, 2007). O seleto grupo de espécies de recobrimento está de acordo com o que é proposto nos conceitos de espécies chaves (TERBORGH, 1986) e "*framework species*" (GOOSEM; TUCKER, 1995; ELLIOTT, et al. 2003). Essas espécies devem apresentar boa sobrevivência em campo e rápido crescimento em altura e abertura de copa, tendo como objetivo principal realizar o fechamento da área e eliminar principalmente a competição com gramíneas e herbáceas; mas ao mesmo tempo propiciar melhores condições de sobrevivência e crescimento para as espécies da linha de diversidade e eventuais regenerantes. Já nas linhas de diversidade são utilizadas todas as outras espécies que não possuem as características das espécies de recobrimento, independentemente do grupo ecológico que pertençam (NAVE, RODRIGUES, 2007; RODRIGUES, 2011). Esse modelo tem alcançado a formação de uma comunidade biodiversa e bem estruturada entre dois (NAVE, RODRIGUES, 2007; PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; RODRIGUES, 2011) e três anos (TNC, 2017).

Devido às dificuldades e custos altos de se produzir e plantar as mudas no campo, assim como dos tratos silviculturais necessários, o plantio de mudas é visto como um método de restauração caro e pode ter sua utilização limitada em projetos de grande escala (LAMB et al., 2005; PARROTA et al., 1997; BRANCALION et al., 2012). Nesse sentido tem crescido o número de estudos visando comparar o sucesso obtido na restauração ecológica pelo plantio de mudas e pelo abandono e/ou condução da regeneração, sendo a segunda opção cada vez mais vista como o método de melhor custo-benefício mesmo com alta imprevisibilidade (SHOO et al., 2005; BRANCALION et al. 2016; CROUSEILLES et al., 2017; HOLL et al., 2017; MELI et al., 2017; TRUJILLO-MIRANDA et al., 2018; REZENDE; VIEIRA, 2019). Entretanto no Brasil apenas um estudo recente desenvolvido por Rezende e Vieira (2019), comparou os efeitos do manejo da regeneração e o plantio de mudas com a mesma idade e em um mesmo sítio de forma prática em campo; evidenciando o quanto a restauração brasileira carece de estudos nessa linha, especialmente na Mata Atlântica devido ao seu crítico estado de degradação (RIBEIRO et al., 2009; JOLY et al., 2014; MAGNAGO et al., 2014; REZENDE et al., 2018).

Tanto a condução da regeneração natural quanto o plantio de mudas, se forem realizados próximos a fragmentos florestais, favorecem a ação de dispersores, acelerando o processo de sucessão em virtude da formação de uma comunidade mais abundante e biodiversa e com interações mais complexas (HOLL, 1999; CUBIÑA; AIDE, 2001; GÜNTER et al., 2007; SUGANUMA et al., 2014; HOLL et al., 2017; SUGANUMA et al., 2018). Alguns estudos têm evidenciado que estando próxima a fragmentos florestais, a identidade da espécie pode ser sobrepujada pela estrutura dos indivíduos (altura e copa), demonstrando a importância da construção do ambiente florestal para posterior colonização da fauna dispersora (TOH et a., 1999; FINK et al., 2009; THOMSON et al., 2011; SUGANUMA; DURIGAN, 2014; SUGANUMA et al., 2018). De acordo com Chazdon (2016), com o aumento da diversidade taxonômica e da estrutura da vegetação, com maior fornecimento de abrigo e recursos alimentares, a visitação de espécies frugívoras aumenta e facilita a colonização por novas espécies arbustivo-arbóreas, gerando retroalimentação positiva na comunidade.

Assim sendo, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito do plantio de apenas duas espécies arbóreas nativas (de recobrimento, pioneiras e zoocóricas), comparando-o com o manejo intensivo da regeneração natural, para estruturar comunidades florestais em pastagens vizinhas a fragmentos florestais. Também foi avaliado o efeito da fertilização de todos os regenerantes estabelecidos sob os plantios com o intuito de contribuir principalmente com

a sobrevivência e crescimento de eventuais indivíduos de espécies de estágios avançados da sucessão que ingressassem nas áreas. Foram estabelecidas como hipóteses que a formação do dossel e a densidade e riqueza de regenerantes tolerantes à sombra era maior onde foi realizado o plantio em comparação ao manejo da regeneração; e que a sobrevivência e o crescimento em altura e tamanho de copa dos regenerantes sob os plantios foram maiores onde houve a fertilização.

Através dessa pesquisa espera-se verificar a diferença na velocidade e qualidade da estruturação florestal, se possível também no princípio do processo de consolidação, entre os métodos de plantio de mudas e de condução da regeneração natural. Os plantios se destacam pelo uso de apenas duas espécies nativas e ressalta-se a importância da presença dos fragmentos de FES ao lado das parcelas do estudo como fonte de sementes para enriquecer naturalmente as florestas de baixa diversidade que foram plantadas.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Tratamentos utilizados

O Capítulo 2 aborda o manejo adaptativo da regeneração natural através do plantio de mudas com baixa diversidade de duas espécies arbóreas nativas. Foram utilizados os tratamentos com manejo mais intensivo da regeneração (T4 - Herbicida+fertilização) e os dois com plantio de mudas, sendo um com a regeneração sem receber fertilização (T5 - Plantio baixa diversidade sem fertilização da RN) e outro com a regeneração fertilizada (T6 - Plantio baixa diversidade com fertilização da RN – Figura 22).

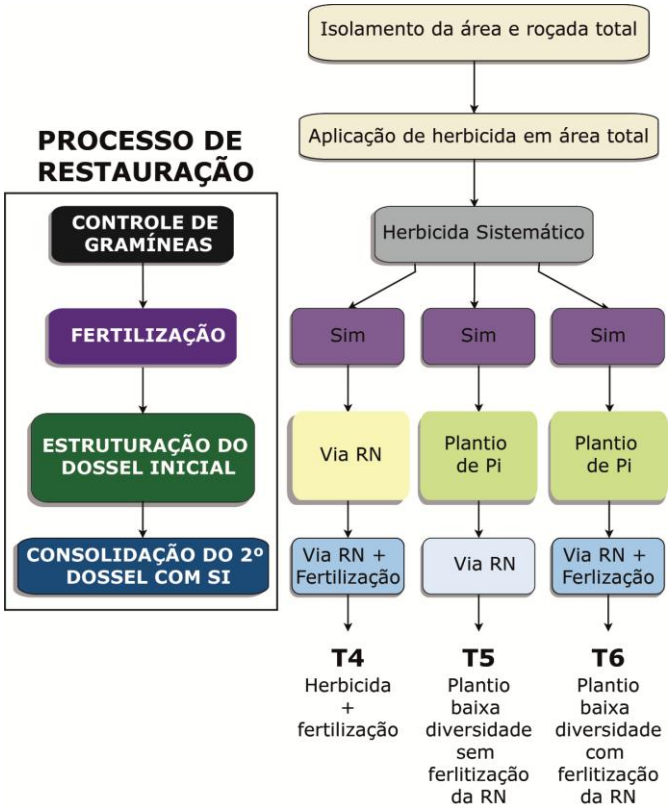

Figura 22. Tratamentos utilizados no Capítulo 2 no estudo da regeneração natural e plantio de mudas de baixa diversidade em pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP, entre 2015-2018. (RN = regeneração natural, Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais).

As espécies *T. micrantha* (66% dos indivíduos plantados) e *C. myrianthum* (33% dos indivíduos plantados) foram escolhidas por apresentarem rápido crescimento e boa cobertura de copa e começarem a produção de frutos precocemente, produzindo-os em grande quantidade e por boa parte do ano (LORENZI, 2002; VIANI et al., 2015). Ambas têm sido consideradas com a função de recobrimento em plantios de restauração ecológica (RODRIGUES et al., 2011). O objetivo de consorciar as espécies surgiu em virtude de *T. micrantha* geralmente viver em torno de 10-15 anos. Por isso inseriu-se 33% dos indivíduos de *C. myrianthum* que, além de também cumprir bem a função de sombreadora e atração da fauna, a espécie apresenta uma maior longevidade no dossel (~ 30 anos) e pode evitar a perda completa do dossel em caso de morte sincrônica dos indivíduos de *T. micrantha* (CARVALHO, 1994; LORENZI, 2002a).

Considerando que as áreas de pesquisa são vizinhas a fragmentos remanescentes buscou-se estudar o efeito do manejo adaptativo com um plantio, mesmo que com baixa diversidade, em comparação a somente manejar a regeneração natural na estruturação e princípio da consolidação de comunidades florestais em pastagens. As áreas foram isoladas em dezembro de 2015 para que a sucessão secundária pudesse ocorrer (Figura 3). Somente ao final de 2016 deu-se inicio ao manejo da regeneração concomitantemente à realização do plantio de baixa diversidade. O manejo da regeneração seguiu o mesmo procedimento descrito no Capítulo anterior para esse tratamento, ou seja, com controle seletivo das gramíneas mediante aplicações sucessivas de herbicida e fertilizações (uma de plantio e duas de cobertura) conforme novos regenerantes eram inseridos (mais detalhes em ANEXO A).

Nas parcelas com plantio foram aplicadas as atividades tradicionais de manutenção, adotando o espaçamento de plantio 3,0 x 2,0 m e realizando o replantio das mudas duas vezes. Esses replantios foram necessários principalmente pela baixa qualidade das mudas compradas dos viveiros e pela pouca precipitação pós-

plantio (35% da média histórica – vide ANEXO H). Devido à falta de mudas de *T. micrantha* no mercado para o segundo plantio houve um pequeno desbalanceamento na distribuição das espécies. As mudas foram adquiridas de cinco viveiros da região diante de contato prévio e solicitando que as mesmas apresentassem alta qualidade. Tanto no plantio quanto nos replantios as mudas necessitaram ser irrigadas pelo risco que se tinha diante da falta de chuvas (detalhes do plantio e operações no ANEXO A). A distribuição espacial das mudas dentro das parcelas (12 x 50 m) ficou exatamente com 3 x 2 m, entretanto, quando consideradas as 5 linhas com 25 indivíduos cada, a densidade de indivíduos plantados (600m²) foi de 2.083 ind.ha^{-1}.

Aos 15 meses as duas parcelas com o plantio de baixa diversidade somente do bloco IZ4 tiveram a sobrevivência (regenerantes) e crescimento (regenerantes e plantados) um pouco comprometidos pela fitotoxicidade gerada pela aplicação equivocada de herbicida 2,4-D para controle da liana agressiva *Calopogonium mucunoides* Desv. – Fabaceae. Além disso, a primeira coorte de regenerantes (RN16) do tratamento com plantio e sem fertilização recebeu apenas a fertilização de plantio inadequadamente devido ao que se tinha planejado para as versões anteriores do experimento. Esse grupo de regenerantes não recebeu fertilizações de cobertura e os ingressantes seguiram sem fertilização como previsto.

Nesse capítulo a sigla "RN" foi utilizada para se referir à regeneração natural.

3.2.2. Coleta de dados

Os tratamentos com plantio de baixa diversidade tiveram as mesmas variáveis avaliadas que no tratamento Herbicida+fertilização apresentadas no Capítulo anterior: número de indivíduos (sobrevivência e mortalidade), altura e área de copa médias, riqueza e composição das espécies; seguindo os mesmos procedimentos. A mortalidade de indivíduos plantados e regenerantes foi registrada. A segunda avaliação de altura dos indivíduos plantados foi realizada com podão graduado.

Diante dos dois replantios que necessitaram ser feitos, somente em setembro de 2017 (9 meses pós plantio) foi realizada a primeira avaliação do plantio. A segunda foi feita em agosto de 2018 (20 meses pós plantio). Para os indivíduos regenerantes houve três avaliações (RN16 – 10 meses, RN17 – 24 meses e RN18 – 32 meses) e para os plantados apenas duas nas mesmas épocas em que RN17 e RN18 foram avaliadas. Lembrando que a primeira avaliação da regeneração só ocorreu depois de que as áreas estavam isoladas há quase 12 meses e a partir dela iniciou-se a aplicação dos tratamentos; logo não se deve esperar efeito de tratamentos em relação aos primeiros ingressantes (RN16) para a primeira avaliação.

As análises foliares com o objetivo de comparar o efeito da fertilização entre os tratamentos "Plantio baixa diversidade sem fertilização da RN" e "Plantio baixa diversidade com fertilização da RN" também foram realizadas com base em amostras coletadas de *S. paniculatum* e *A. virgata* da segunda coorte de regenerantes, seguindo os mesmos procedimentos descritos no Capítulo 1. Não foi possível realizar a coleta para espécies secundárias iniciais devido ao baixo número de indivíduos estabelecidos nos tratamentos utilizados.

3.2.3. Análise dos dados

Para a caracterização das espécies plantadas no Capítulo 2 (*T. micrantha* e *C. myrianthum*) foi apresentado o somatório do número total de indivíduos por espécie aos 20 meses de idade. Para analisar as variáveis sobrevivência,

altura e área de copa médias foram utilizados Modelos lineares generalizados de efeitos mistos (para as variáveis sobrevivência e área de copa média) e Modelos lineares de efeito misto (para altura média) seguindo os mesmos procedimentos descritos no Capítulo 1. Bloco e parcelas foram utilizados como variáveis com efeitos aleatórios nos modelos e os fatores espécies, tempo e tratamento como variáveis de efeito fixo. Para sobrevivência a família de distribuição utilizada foi binomial, para altura foi utilizada normal com os dados log-transformados e para área de copa, devido a grande quantidade de valores 0 (zero-inflado), foi utilizado a função *tweedie* com binomial (valores 0 e não zero) e normal (para os valores não zero). Posteriormente as médias foram comparadas por lsmeans (IC=0.95 dos valores).

Para a caracterização do efeito dos plantios e da fertilização na regeneração natural, as variáveis altura e área de copa foram analisadas através do teste não paramétrico de Wilcoxon comparando os tratamentos para cada período (10, 24 e 32 meses). De forma adicional foram criados histogramas para melhor visualizar a distribuição dos indivíduos por classes de altura e área de copa. Somente para a variável altura foi apresentado um gráfico de dispersão comparativo entre tratamentos de forma que pudesse ser evidenciada a alta variância dos dados coletados, assim como a linha de tendência da média ao longo do tempo. Quanto a variável densidade de indivíduos também foram utilizados modelos lineares generalizados de efeitos mistos para analisá-la, com tratamento e tempo utilizados como efeitos fixos e devido à superdispersão dos dados utilizou-se família de distribuição binomial negativa; sendo a comparação de médias realizadas por lsmeans (IC=0.95 dos valores). As densidades médias de indivíduos regenerantes e plantados, por tratamento e ao longo do tempo foram plotadas em gráficos de barras para que também pudessem ser exploradas as informações de ingresso e mortalidade.

Quanto às análises feitas em relação ao efeito da fertilização na regeneração (completa para os períodos de 10-24° e 24-32° mês e separada por grupos ecológicos – pioneiras e não pioneiras para o período do 24-32° mês) e nos indivíduos plantados (entre o 24-32° mês) também foram utilizados modelos lineares de efeitos mistos. Para análise da sobrevivência dos indivíduos regenerantes (completos e separados por grupos ecológicos) e plantados, nos períodos citados, utilizaram-se modelos lineares generalizados de efeitos mistos, com tratamento como variável de efeito fixo e como efeitos aleatórios as variáveis bloco e parcela, com família de distribuição binomial e posterior comparação de médias utilizando lsmeans (IC = 0.95). Já em relação os crescimentos em altura e área de copa para os três grupos de indivíduos (regenerantes completos, regenerantes separados por grupos ecológicos e indivíduos plantados nos respectivos períodos) foram utilizados modelos lineares de efeito misto, utilizando tratamento como variável de efeito fixo e blocos e parcelas como variável aleatória, família de distribuição normal, seguido pela comparação de média através de lsmeans (IC = 0.95). O crescimento em altura de regenerantes completos entre os 10-24° e 24-32° meses e em altura e área de copa dos indivíduos plantados (24-32° mês) foram plotados em histogramas de densidade para facilitar a visualização do grau de sobreposição dos tratamentos.

O software utilizado em todas as análises descritas até aqui foi o R versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2008).

O número de indivíduos por hectare apresentado na tabela de caracterização da regeneração natural foi calculado considerando o número total de indivíduos de cada espécie em relação à área total amostrada em cada tratamento: Herbicida+fertilização (N=3 / 1.800 m²) e Plantio de baixa diversidade com fertilização da RN (N=4 / 2.400 m²).

Resultados

3.2.4. Caracterização das comunidades formadas

As comunidades formadas 20 meses após o plantio das espécies pioneiras *T. micrantha* e *C. myrianthum*, em ambos os tratamentos (com e sem fertilização da RN), caracterizaram-se por uma estrutura florestal maior que a arbustiva verificada para as áreas com somente manejo da regeneração, com 32 meses, no tratamento Herbicida+fertilização (Figura 23). Apresar da grande variação entre blocos, tanto das áreas com regeneração quanto dos plantios, é possível verificar na figura 23 mais área coberta por gramíneas e herbáceas no tratamento Herbicida+fertilização, além de solo nu.

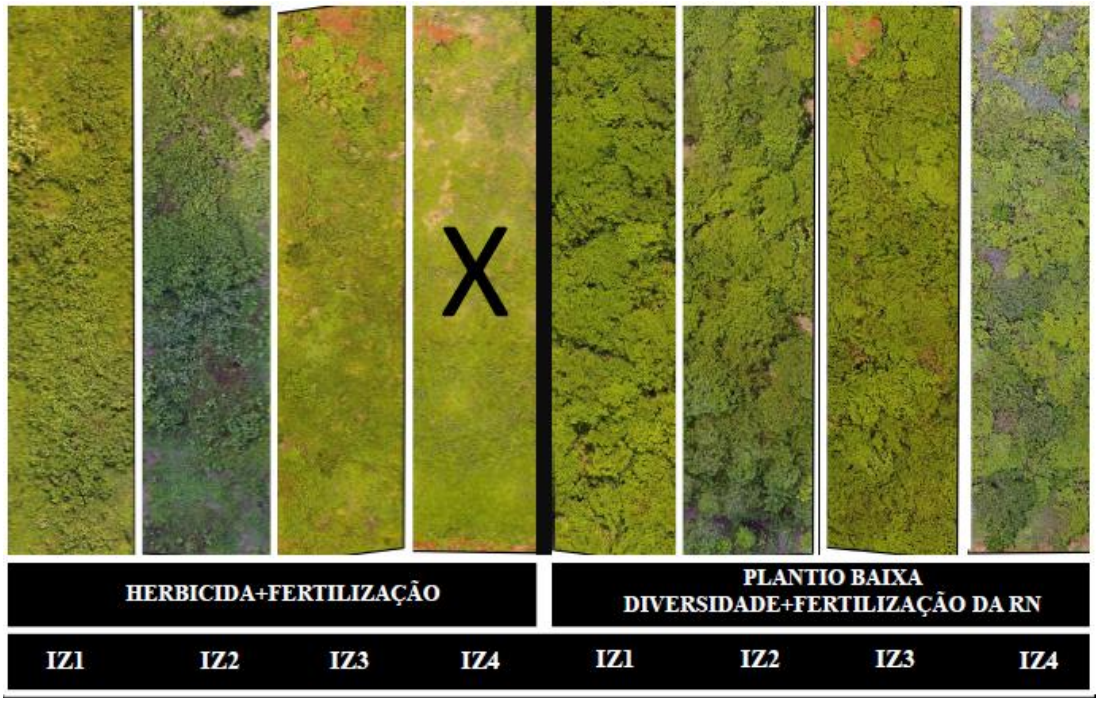

Figura 23. Imagem aérea capturada com drone comparando a estrutura da vegetação entre parcelas dos tratamentos Herbicida+fertilização e Plantio baixa diversidade com fertilização da RN nos quatro blocos do estudo da restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2018). A parcela do tratamento Herbicida+fertilização do bloco IZ4 foi abandonada. Comunidades com 32 meses de isolamento da área (Herbicida+fertilização) e 20 meses de plantio (Plantio baixa diversidade com fertilização da RN). RN = regeneração natural. Imagens: IZ, jan./2019.

Com menos de dois anos como se espera, em média, para um plantio convencional (NAVE, RODRIGUES, 2007; PACTO PELA MATA ATLÂNTICA, 2009; RODRIGUES et al., 2011), as comunidades que tiveram o plantio de mudas arbóreas apresentaram dossel mais alto e homogêneo, proporcionando mais sombreamento da área e aporte de matéria orgânica (Figura 24). Os dosséis formados limitaram a germinação e estabelecimento das gramíneas e ao mesmo tempo proporcionaram um microclima mais adequado para o estabelecimento de regenerantes arbustivo-arbóreos pertencentes a grupos sucessionais mais avançados da sucessão, como será apresentado a seguir.

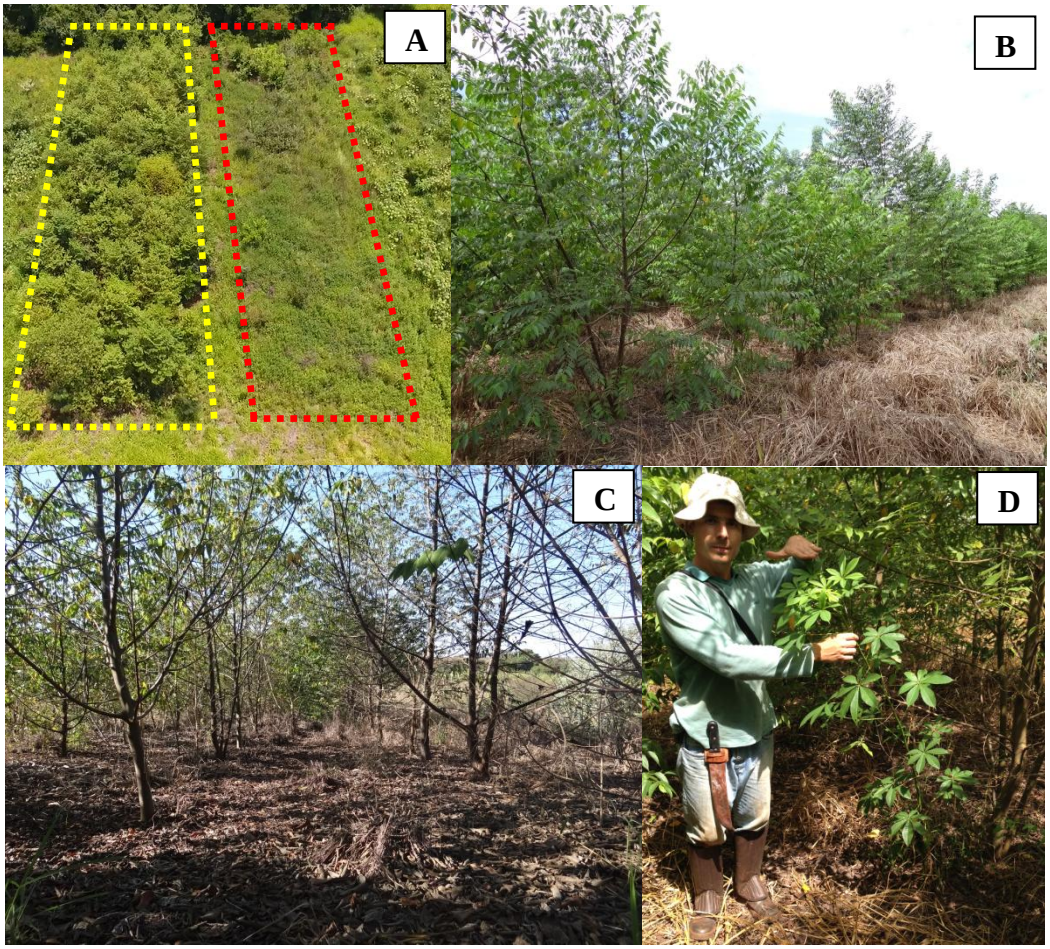

Figura 24. Imagem aérea capturada com drone em janeiro/2018 com estrutura florestal do tratamento de plantio (linha pontilhada amarela) vizinho à parcela com manejo intensivo da RN (linha pontilhada vermelha – A). Altura e homogeneidade do dossel de parcela com plantio de mudas de baixa diversidade com 16 meses de plantio (B). Plantio com sub-bosque com ausência de braquiária e acúmulo de matéria orgânica na estação seca (C). Indivíduo regenerante de *C. speciosa* estabelecido no sub-bosque do plantio de baixa diversidade (D). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. Imagem A de 2018 e B-D de 2017.

Os indivíduos de *T. micrantha* apresentaram frutificação muito precoce e por isso desde os primeiros meses pós-plantio foi possível observar diversas espécies de aves se alimentando de seus frutos. Sabiás laranjeiras (*Turdus rufiventris* Vieillot) e sanhaços-cinzentos (*Tangara sayaca* Linnaeus) visitavam as áreas com frequência e são consideradas excelentes dispersores de *T. micrantha* (BELO et al., 2017). Ainda não foram observados indivíduos plantados da espécie *C. myrianthum* se reproduzindo na área experimental.

O primeiro plantio realizado para as duas espécies de recobrimento apresentou sobrevivência de apenas 39%, sendo que 83% dos indivíduos mortos foram de *T. micrantha* e 17% de *C. myrianthum*; provavelmente devido à má qualidade das mudas. Então foi realizado o primeiro replantio alcançando-se sobrevivência total de 69%, onde novamente *T. micrantha* apresentou maior número de indivíduos mortos (84%) comparativamente a *C. myrianthum* (16%). Para as duas ocasiões verificou-se uma mortalidade desproporcional dos indivíduos de *T. micrantha* e *C. myrianthum* já que o plantio foi realizado na proporção 2:1. Na avaliação dos indivíduos realizada aos 20 meses, considerando que houve um segundo replantio de algumas mudas (indivíduos mortos não registrados), foi alcançada uma sobrevivência total final de 83% dos indivíduos plantados.

Desempenho das espécies plantadas

A proporção encontrada de indivíduos entre espécies aos 20 meses pós-plantio foi de 33% para *C. myrianthum* e 67% para *T. micrantha*, ou seja, 1:2 (Figura 25 - A). *T. micrantha* apresentou diferença estatística em relação a *C. myrianthum* para as variáveis sobrevivência ($p<0.0001$, Figura 25 – B), altura média ($p<0.0001$, Figura 25 – C) e área de copa média ($p<0.0001$, Figura 25 – D). Em média, a altura e área de copa por parcela de *T. micrantha* foram respectivamente 70% e cinco vezes maiores que as de *C. myrianthum*.

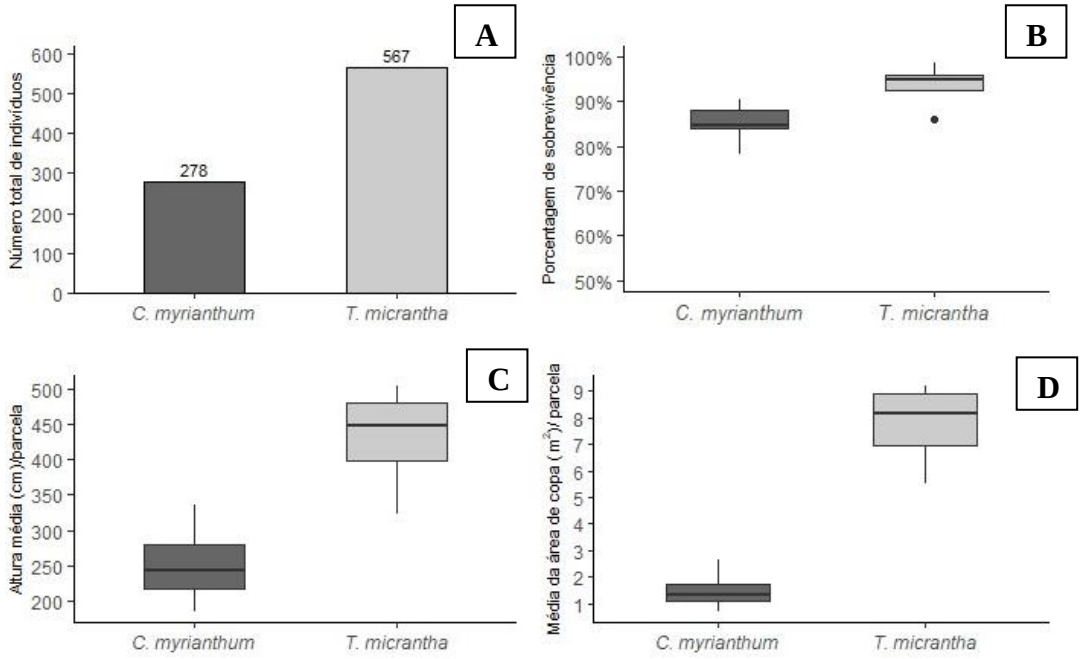

Figura 25. Número total de indivíduos (A), porcentagem de sobrevivência por parcela entre as duas medições realizadas (B), altura média por parcela (C) e média da área de copa por parcela (D) de *C. myrianthum* e *T. micrantha*, aos 20 meses nos plantios dos tratamentos com e sem fertilização do estudo da restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP.

3.2.5. Efeito do plantio de baixa diversidade (*T. micrantha* e *C. myrianthum*) e da fertilização

- Em relação à regeneração natural

Nas comunidades regenerantes estudadas nos tratamentos Herbicida+fertilização e Plantio com baixa diversidade com fertilização da RN foi encontrado um total de 17 espécies arbustivo-arbóreas pertencentes a 10 famílias botânicas (Tabela 6). As espécies arbustivas pioneiras *S. paniculatum e V. polyanthes* compreenderam quase 97% dos indivíduos amostrados.

Aos 32 meses após isolamento da área o tratamento Herbicida+fertilização possui 57% dos indivíduos amostrados, que corresponderam a 10 espécies (Tabela 6). Já os 43% do total de indivíduos amostrados no tratamento Plantio baixa diversidade com fertilização da RN estão distribuídos entre 14 espécies. No tratamento somente manejando a regeneração natural foram encontradas 9 espécies pioneiras (1.246 indivíduos) e 1 espécie secundária inicial (1 indivíduo – 4,2 ind.ha^{-1}). No tratamento com plantio a regeneração está composta por 936 indivíduos pertencentes a 8 espécies pioneiras e 4 indivíduos de espécies secundárias iniciais e clímaces (totalizando

16,8 ind.ha^{-1}). A densidade total de espécies arbóreas no tratamento Herbicida+fertilização foi 155,6 ind.ha^{-1} e no tratamento com plantio 192 ind.ha^{-1} somente dos indivíduos regenerantes (23% maior que o tratamento com a regeneração manejada), e 1.833 ind.ha^{-1} dos indivíduos plantados, totalizando 2.025 ind.ha^{-1}.

Tabela 6. Composição das comunidades regenerantes aos 32 meses após isolamento da área e com 20 meses de plantio, respectivamente dos tratamentos "Herbicida+fertilização" e "Plantio baixa diversidade com fertilização da RN" no estudo de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP. (GS = grupo sussessional – Pi = pioneira e Si = secundária inicial; SD = síndrome de dispersão – Zoo = zoocoria, Ane = anemocoria e Aut = Autocoria; HÁ = hábito de vida – AB = arbustivo e AR = arbóreo; EE = espécie exótica e RG = apresenta raízes gemíferas). N = 3 para Herbicida+fertilização e N = 4 para Plantio baixa diversidade+fertilização da RN.

Família	Espécie	Nome Popular	N° de ind. por tratamento				Total	%	GS	SD	HÁ	EX	RG
			RN - Herbicida + Fertilização	Ind.ha^{-1}	Plantio baixa diversidade + Fertilização da RN	Ind.ha^{-1}							
ANACARDIACEAE	*Astronium graveolens* Jacq.	Guaritá			1	4,2	1	0,0%	Si	Ane	AR		
ARECACEAE	*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Macaúba	1	5,6	2	8,3	3	0,1%	Pi	Zoo	AR		
ASTERACEAE	*Vernonanthura polyanthes* (Sprengel) Vega & Dematteis	Assa-peixe	54	300,0	62	258,3	116	5,3%	Pi	Ane	AB		
FABACEAE	*Albizia procera* (Roxb.) Benth.	Albizia			1	4,2	1	0,0%	-	Ane	AR	X	
FABACEAE	*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan	Angico branco	3	16,7	8	33,3	11	0,5%	Pi	Aut	AR		X
FABACEAE	*Machaerium nictitans* (Vell.) Benth.	Bico de pato			7	29,2	7	0,3%	Pi	Ane	AR		X
FABACEAE	*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.	Canafístula	1	5,6	1	4,2	2	0,1%	Si	Aut	AR		
FABACEAE	*Pterogyne nitens* Tul.	Amendoim bravo	3	16,7	2	8,3	5	0,2%	Pi	Ane	AR		X
FABACEAE	*Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	1	5,6			1	0,0%	Pi	Aut	AR		
LOGANIACEAE	*Strychnos brasiliensis* Mart.	Esporão de galo			1	4,2	1	0,0%	Cl[a]	Zoo	AB		
MALVACEAE	*Guazuma ulmifolia* Lam.	Mutambo	1	5,6			1	0,0%	Pi	Zoo	AR		
MALVACEAE	*Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira			1	4,2	1	0,0%	Si	Ane	AR		
RUTACEAE	*Citrus* sp.	Limoeiro			1	4,2	1	0,0%	-	Zoo	AR	X	
SOLANACEAE	*Solanum granulosoleprosum* Dunal	Fumo-bravo			4	16,7	4	0,2%	Pi	Zoo	AR		
SOLANACEAE	*Solanum paniculatum* L.	Jurubeba	1.165	6.472,2	833	3.471	1.998	91,3%	Pi	Zoo	AB		X
URTICACEAE	*Cecropia pachystachya* Trécul	Embaúba-branca	1	5,6			1	0,0%	Pi	Zoo	AR		
VERBENACEAE	*Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss.	Lixeira	17	94,4	18	75,0	35	1,6%	Pi	Ane	AR		
		Total de indivíduos	1.247		942		2.189	100%					
		Riqueza	10		14		-						
		Riqueza de espécies pioneiras	9		8		-						
		Número de indivíduos espécies pioneiras	1.246		936		2.182						
		Riqueza de espécies secundárias iniciais e clímaces	1		4		-						
		Número de indivíduos de espécies secundárias iniciais e clímaces	1		4		5						
		Indivíduos arbóreos	28		46		74						
		Indivíduos arbustivos	1.219		896		2.115						

[a] = Clímace de sub-bosque.

- Em relação à densidade de indivíduos

Depois de 32 meses que as áreas foram isoladas houve diferença estatística entre tempo (p=0.046), mas não entre tratamentos (p=0.300) e a interação entre eles (p=0.257) para a variável densidade média total de indivíduos. Aos 10 meses após isolamento da área o ingresso de regenerantes foi, em média, 20% superior no tratamento que ainda receberia o plantio; sendo que aos 24 meses (9 meses após plantio), o mesmo tratamento apresentou uma média de 5% menos indivíduos ingressantes (Figura 26). Aos 24 meses o número total de indivíduos no tratamento com plantio foi 59% superior que no Herbicida+fertilização, sendo 37% desses indivíduos os que foram plantados. Porém, aos 32 meses, verificou-se que o tratamento Herbicida+fertilização teve um ingresso médio quase quatro vezes maior comparativamente ao tratamento Plantio baixa diversidade com fertilização da RN. Aos 32 meses a densidade média total (600.m^{-2}) foi 20% maior no tratamento Herbicida+fertilização, entretanto, os indivíduos plantados de *T. micrantha* e *C. myrianthum* corresponderam a pouco mais de 30% dos indivíduos presentes no tratamento com plantio.

A mortalidade de indivíduos entre avaliações foi semelhante nos dois tratamentos (Figura 26). Para a primeira coorte de regenerantes (RN16) os tratamentos Herbicida+fertilização e Plantio baixa diversidade com fertilização da RN apresentaram respectivamente uma média de 3 e 5% para os dois períodos analisados. Já na coorte de 2017 (RN17) as mortalidades foram, em média, o dobro dos valores registrados para 2016 (RN16), com o tratamento com regeneração apresentando 6% e o com plantio 10%.

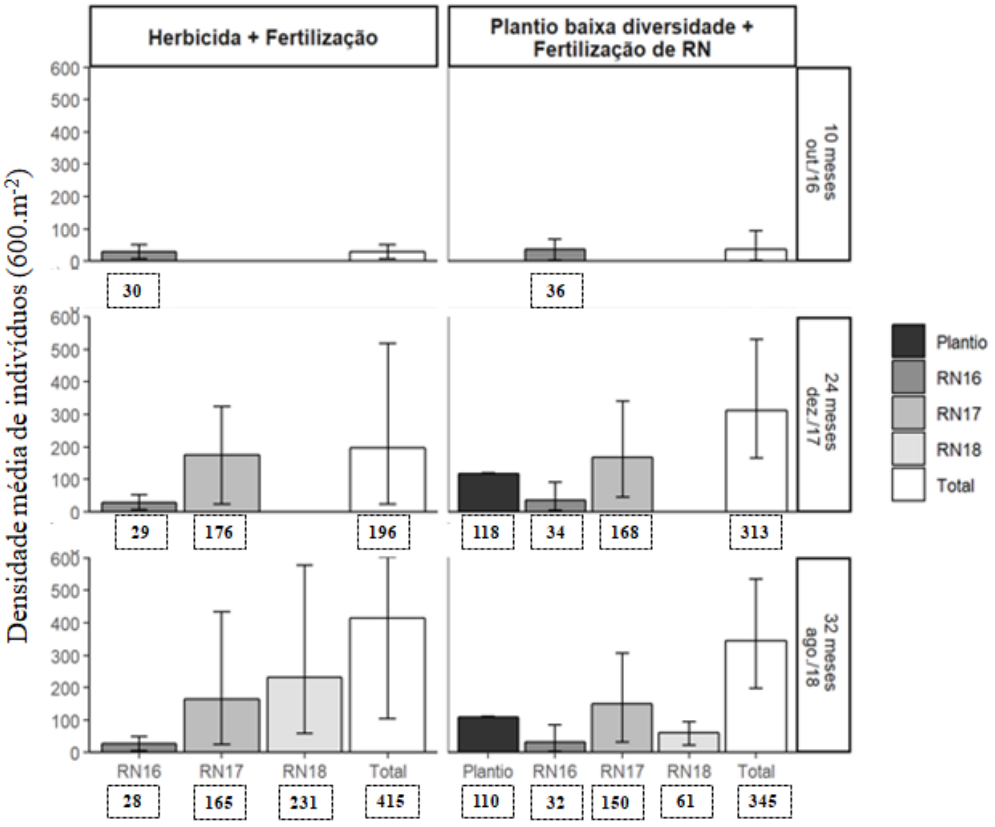

Figura 26. Densidade média de indivíduos regenerantes e plantados por avaliação (2016, 2017 e 2018) aos 10, 24 e 32 meses para os tratamentos "Herbicida+fertilização" (N=3) e "Plantio baixa diversidade com fertilização da RN" (N=4) no estudo de restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (RN = regeneração natural). As colunas representam os valores médios e as barras os valores mínimos e máximos.

- Em relação à altura dos indivíduos

Aos 32 meses a variância da altura dos indivíduos plantados e regenerantes no tratamento com plantio foi maior e por isso foi possível observar a acentuação da inclinação da linha de tendência a partir dos 24 meses comparativamente ao tratamento Herbicida+fertilização, onde não se verificou o mesmo padrão (Figura 27). Isso explica porque aos 10 meses não houve resultado significativo para altura entre tratamentos (p=0.736), mas que passou a ocorrer com 24 e 32 meses (p=0.025; p<0.0001).

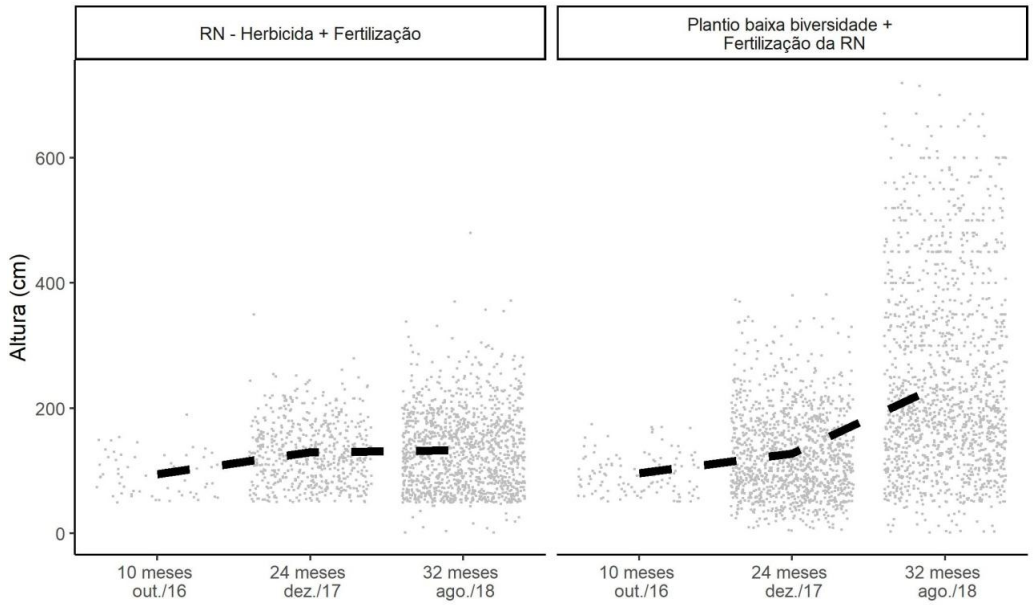

Figura 27. Gráfico de dispersão de altura dos indivíduos regenerantes dos tratamentos "Herbicida+fertilização" (N=3) e regenerantes e plantados do tratamento "Plantio baixa diversidade com fertilização da RN" (N=4) aos 10, 24 e 32 meses após isolamento da área no estudo de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

A distribuição dos indivíduos regenerantes e plantados por classes de altura nas três avaliações foi apresentado o histograma da figura 28. O tratamento Plantio baixa diversidade com fertilização da RN apresentou expressiva contribuição dos indivíduos plantados nas maiores classes de altura aos 32 meses.

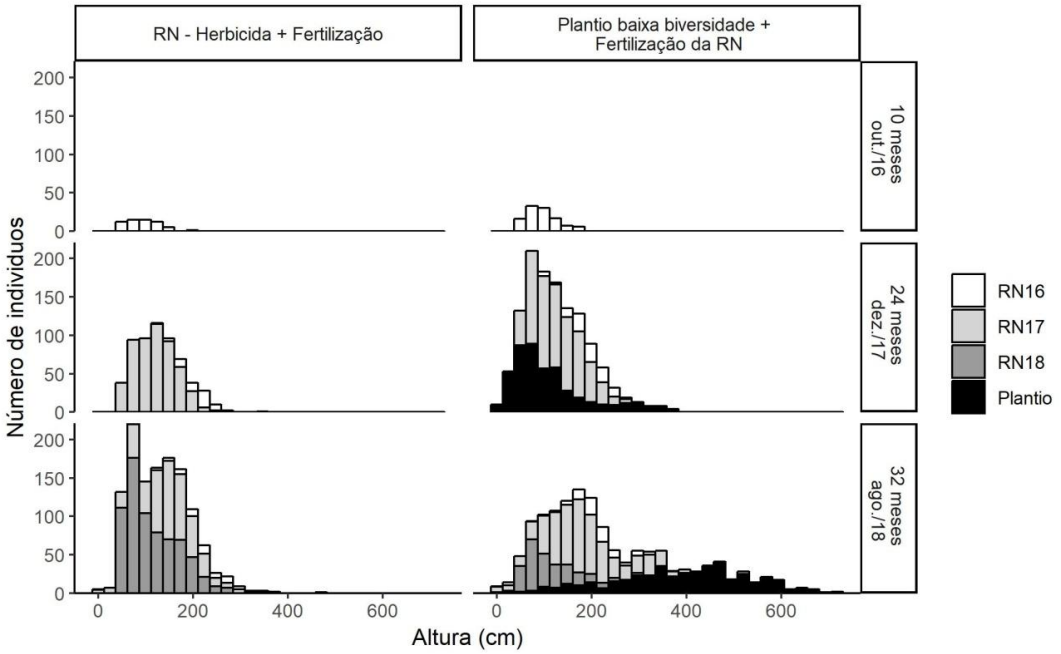

Figura 28. Histograma de distribuição dos indivíduos regenerantes (RN16, RN17 e RN18) e plantados dos tratamentos "Herbicida+fertilização" (N=3) e "Plantio baixa diversidade com fertilização da RN" (N=4) em classes de altura (cm) aos 10, 24 e 32 meses após isolamento da área no estudo da restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

- Em relação à área de copa dos indivíduos

Assim como para altura, para a variável área de copa não houve diferença significativa entre os tratamentos aos 10 meses ($p=0.271$), mas aos 24 e 32 meses ocorreu diferença significativa ($p<0.001$ para ambos os períodos). Aos 32 meses os indivíduos plantados representaram as maiores áreas de copa (Figura 29).

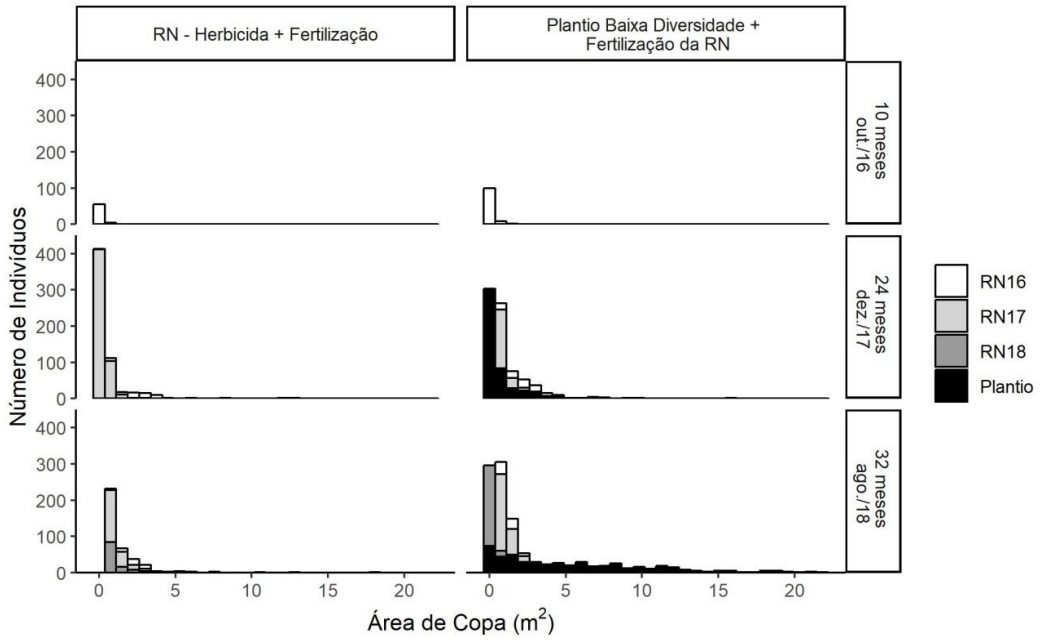

Figura 29. Histograma de distribuição dos indivíduos regenerantes (RN16, RN17 e RN18) e plantados dos tratamentos "Herbicida+fertilização" (N=3) e "Plantio baixa diversidade com fertilização da RN" (N=4) em classes de área de copa (m²) aos 10, 24 e 32 meses após isolamento da área no estudo da restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

3.2.6. Efeito da fertilização nas comunidades regenerantes entre os plantios de baixa diversidade de *T. micrantha* e *C. myrianthum*

Foram realizadas análises estatísticas para verificar se existiam diferenças significativas para os indivíduos regenerantes e plantados presentes nos tratamentos com plantio com e sem fertilização da RN em relação às variáveis sobrevivência, crescimento em altura e crescimento de área de copa. Os regenerantes foram analisados todos juntos (separando por período: 10-24° mês e 24-32° mês) e separados por grupos ecológicos das espécies pioneiras e não pioneiras (somente para o período do 24-32° mês). Os indivíduos plantados tiveram as análises feitas somente para o período do 24-32° mês.

Ocorreram resultados significativos com menor sobrevivência no tratamento com fertilização para os regenerantes completos entre o 24-32° mês ($p<0,001$) e separados por grupo ecológico entre as espécies pioneiras e não pioneiras ($p<0,001$ para o período 24-32° mês, mas só foi possível considerar as pioneiras uma vez que praticamente todos os indivíduos das espécies não pioneiras sobreviveram). Para a sobrevivência de regenerantes completos entre o 10-24° mês ($p=0.32$); para crescimento em altura de regenerantes completos ($p=0.389$ e $p=0.829$ respectivamente para os dois períodos analisados) e regenerantes separados por grupo ecológico entre o 24-32° mês ($p=0.708$); e para o crescimento de área de copa de todos regenerantes nos períodos de 10-24° ($p=0.131$) e 24-32° mês ($p=0.061$), e por grupo ecológico no período de 24-32° mês ($p=0.048$), não foram verificadas diferenças estatísticas entre os tratamentos plantados com e sem fertilização da RN. Entretanto, ainda que não tenham ocorrido diferenças estatísticas significativas, tanto para crescimento em altura quanto para crescimento da área de copa dos regenerantes no período do 24-32° mês foi possível verificar uma tendência de maiores incrementos no tratamento sem fertilização da regeneração (Figura 30), inclusive com todos regenerantes tendo os valores de crescimento de área de copa reduzidos entre os períodos avaliados.

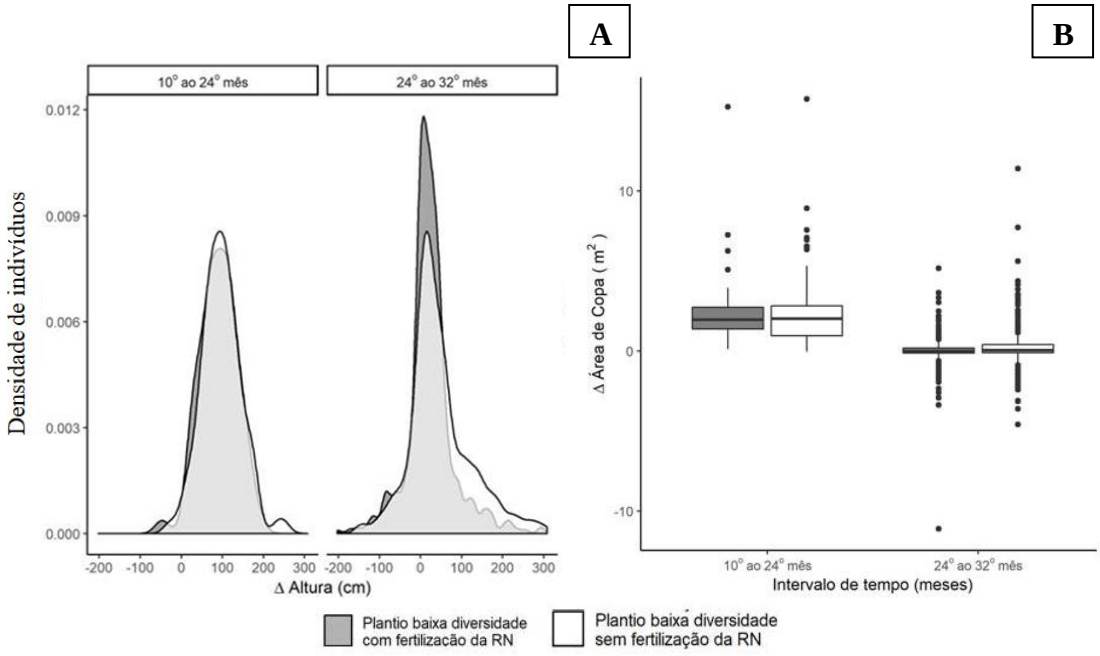

Figura 30. Histograma de densidade de indivíduos conforme o crescimento em altura em centímetros (A) e boxplot para área de copa (B) dos regenerantes presentes nos tratamentos com plantio de baixa diversidade com (N=4) e sem fertilização da RN (N=4), para os períodos do 10-24° e 24-32° mês no estudo da restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

Também não foram verificadas diferenças estatísticas entre os indivíduos plantados de *T. micrantha* e *C. myrianthum* entre os tratamentos com e sem fertilização da RN em relação às variáveis de sobrevivência (p=0.097), crescimento em altura (0.078) e crescimento de área de copa (p=0.048). Contudo, analisando os gráficos de densidade verificou-se uma tendência, aos 20 meses pós-plantio, de alguns indivíduos plantados terem crescido mais em altura quando a regeneração foi fertilizada e, de forma inversa, expandido mais suas copas quando não houve fertilização da regeneração (Figura 31).

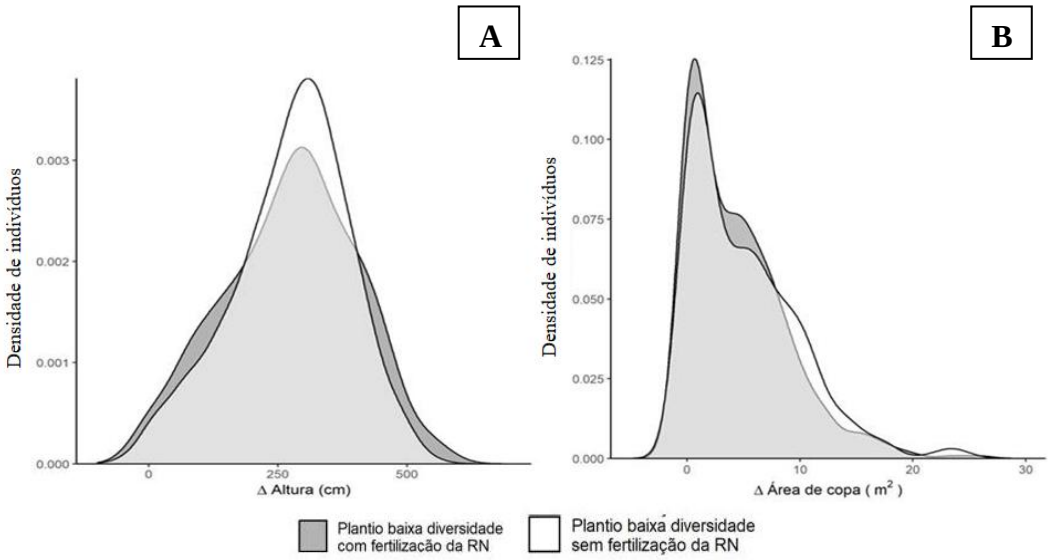

Figura 31. Histograma de densidade de indivíduos plantados conforme o crescimento em altura (A) e área de copa (B) nos tratamentos com plantio de baixa diversidade com (N=4) e sem fertilização da RN (N=4) no estudo da restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

Os resultados das análises foliares dos indivíduos das espécies *A. virgata* e *S. paniculatum* que receberam fertilização apresentaram concentrações foliares médias 26% menores para uma média de 67% dos nutrientes analisados comparativamente aos que não receberam fertilização (Tabela 7). Os menores valores para a maioria dos nutrientes foram verificados para *A. virgata*.

Tabela 7. Teor foliar de nutrientes de amostras compostas de duas espécies regenerantes (*S. paniculatum* e *A. virgata*) fertilizadas e não fertilizadas sob os plantios de baixa diversidade no experimento de restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP.

Espécie	Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na
		g/kg						mg/Kg					
S. paniculatum	Plantio baixa diversidade + RN sem fertilizar	35,4	1,3	20,8	14,5	4,2	2,2	78	81	560	150	36	41
S. paniculatum	Plantio baixa diversidade + RN fertilizar	36,2	1,5	20,0	10,8	3,7	1,4	118	37	451	185	49	34
	Relação fertilizado/não fertilizado (%)	+2	+16	-4	-26	-13	-36	+52	-54	-19	+23	+37	-16
A. virgata	Plantio baixa diversidade + RN sem fertilizar	37,1	1,3	18,4	20,3	5,8	1,1	65	51	257	60	35	85
A. virgata	Plantio baixa diversidade + RN fertilizar	27,8	1,1	15,6	19,0	4,7	0,4	80	24	335	30	35	83
	Relação fertilizado/não fertilizado (%)	-25	-16	-15	-6	-18	-69	+22	-54	+30	-50	+1	-2

3.3. Discussão

3.3.1. Estruturação de comunidades florestais em pastagens comparando os métodos de plantio com apenas duas espécies de recobrimento e fertilização da regeneração e o de manejo intensivo da regeneração natural

O tratamento com plantio de *T. micrantha* e *C. myrianthum* resultou, aos 20 meses de idade, em uma maior e mais rápida estruturação de um dossel florestal comparativamente às pastagens que estavam com a regeneração sendo manejada há 32 meses (Figuras 23 e 24). A densidade média total de indivíduos arbóreos, grupo de maior interesse na reconstrução de florestas, foi 10 vezes maior no tratamento com plantio, sendo que 90% deles corresponderam aos indivíduos introduzidos (Tabela 6 e Figura 26). Esses mesmos indivíduos assumiram as maiores classes de altura ~ 4,0-6,0 m (Figuras 27 e 28) e área de copa ~ 5-15 m² (Figura 29), aumentando o sombreamento da área (Figura 24 – C) e refletindo na composição e dinâmica da regeneração natural.

A riqueza do tratamento com plantio foi 40% superior em relação ao tratamento Herbicida+fertilização, mas o grande destaque se dá ao que se pode atribuir ao início do processo de consolidação das comunidades em restauração, já que foram registradas quatro vezes mais indivíduos e número de espécies tolerantes à sombra sob os plantios do que nas áreas em regeneração (Tabela 6). O ingresso de regenerantes, até então majoritariamente arbustivos e pioneiros, passou a ficar comprometido pelo sombreamento proporcionado pelo tratamento com plantio, visto que na coorte de 2018 ocorreu apenas 26% da densidade de indivíduos registrada no tratamento com manejo intensivo da regeneração (Figura 26). Isso possivelmente é explicado pela redução de 30% no número de indivíduos amostrados para a espécie pioneira *S. paniculatum* e consequentemente um número total de indivíduos 15% menor para o tratamento com plantio (Tabela 6).

O método de plantio de mudas é o mais comum na restauração florestal (LAMB et al., 2005; PARROTA et al., 1997; RODRIGUES et al., 2009). Muitos estudos têm registrado o efeito positivo de plantios mistos de espécies nativas na rápida estruturação da comunidade florestal e no aumento da densidade e diversidade do sub-bosque (PARROTA, 1997; PARROTA; KNOWLES, 1999; CHADA et al., 2004; MELO; DURIGAN, 2007; BUTLER et al., 2008; SUGANUMA et al., 2014; VIANI et al., 2015; HOLL et al., 2016). Entretanto poucos evidenciaram essa contribuição em plantios puros ou no máximo com duas espécies em florestas tropicais mais secas e com paisagem fragmentada (SANTOS et al., 2007; SOUZA et al., 2012; CHARLES et al., 2018), sendo a maioria concentrada em regiões mais favoráveis à regeneração pelos altos índices pluviométricos, grande cobertura florestal e histórico de uso do solo menos intensivo (GUARIGUATA et al., 1995; POWERS et al., 1997; PARROTA, 1999; BUTLER et al., 2008; LONGWORTH; WILLIAMSON, 2018). Ressalta-se que embora o tratamento com plantio apresente maior densidade de indivíduos de espécies não pioneiras, ela ainda é 17 vezes menor do que o recomendado para plantios de enriquecimento (1 indivíduo para cada 36m² - PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009) e 100 vezes menor do que a densidade utilizada em plantios tradicionais de recobrimento e diversidade (6 m² por indivíduo - RODRIGUES et al., 2011). Essa situação evidencia o quanto as comunidades estudadas, pelo menos até os 20 meses após o plantio, ainda carecem da colonização de espécies responsáveis pelo processo de consolidação da floresta e dependem de continuarem sendo avaliadas e monitoradas (BRANCALION et al., 2015; REID et al., 2015; VIANI et al., 2015).

De forma geral a maioria dos estudos com plantios citados no parágrafo anterior associa a regeneração sob esses plantios às transformações realizadas no ambiente através da estruturação do dossel com rápido crescimento arbóreo de espécies intolerantes à sombra e sombreamento da área, criando um hábitat florestal (BRANCALION et al., 2015). Com esses processos dois filtros ecológicos importantes são vencidos nas pastagens abandonadas. O primeiro é o impedimento da germinação e desenvolvimento das gramíneas (CARVALHO et al., 1995; SUN; DICKSON, 1996; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; MELO et al., 2015) e de espécies arbustivas pioneiras como *S. paniculatum* que dominou o tratamento com manejo da regeneração (CASTELLANI et al., 2009). O segundo e mais importante para a sustentabilidade das comunidades em restauração, aumentando as chances de concretizar os processos de consolidação e maturação (BRANCALION et al., 2015), é o estímulo à chuva de sementes através da atração da fauna dispersora tanto pela oferta de recursos alimentares (REID et al., 2015; VIANI et al., 2015; HOLL et al., 2016), quanto pela criação de local seguro para abrigo e descanso (TOH et al., 1999; FINK et al., 2009; THOMSON et al., 2011; MELO et al., 2015).

Exceto pela espécie arbustiva *S. brasiliensis*, as outras três espécies secundárias iniciais registradas nos plantios apresentaram síndrome de dispersão por anemocoria ou autocoria, indicando que a atividade de dispersores, especialmente aves e morcegos (ATHIÊ; DIAS, 2012; TREVELIN et al., 2013; PEÑA-DOMENE et al., 2014; REID et al., 2015), pode estar ocorrendo no local, mas que até o momento não está se configurando efetivamente em regenerantes ingressantes para as comunidades (REID; HOLL, 2013). Cabe ressaltar que na última avaliação da regeneração foram observadas várias plântulas de espécies arbóreas estabelecendo no tratamento com plantio, mas que estavam com altura inferior a 50 cm. Além disso, alguns estudos têm demonstrado que uma maior densidade e diversidade de regenerantes tolerantes à sombra começam a se estabelecer após alguns anos que as áreas já estão com o dossel fechado, sendo fundamental que uma ou um grupo de espécies ou gênero arbóreo desencadeie esse processo (BIZUTI, et al. 2016; DURIGAN et al., 2016; REZENDE; VIEIRA, 2019). A medição dos regenerantes em agosto de 2018 foi a primeira após o fechamento do dossel e somente na estação chuvosa entre os anos de 2018 e 2019 que seria esperado um início mais expressivo do processo de recrutamento das comunidades já sombreadas pelos plantios. Esses resultados poderiam ser esperados, por exemplo, diante de *T. micrantha* ter apresentado a maior densidade de regenerantes sob suas copas de espécies não plantadas dentre 21 espécies utilizadas em plantios de restauração de 5 a 8 anos avaliados por Viani et al. (2015). Em outro estudo, verificou-se que a espécie pertence ao grupo das quatro plantas com maior número de interações com frugívoros no bioma Mata Atlântica (BELO et al., 2017). Por isso é esperado que em avaliações futuras sejam confirmados o aumento da riqueza de espécies e abundância de indivíduos zoocóricos esperadas para essas áreas com plantio.

O único estudo encontrado que também comparou a condução da regeneração natural (somente controlando gramíneas com herbicida) e o plantio de mudas a partir de pastagens com mesma idade não verificou, para 25 meses, diferenças estatísticas na densidade de indivíduos (~4.500 ind.ha^{-1}), porcentagem de cobertura arbórea (66%) e na porcentagem de cobertura das gramíneas (<10% - REZENDE; VIEIRA, 2019). As áreas estão situadas na bacia Amazônica, com 38% de cobertura florestal e são muito colonizadas por espécies dos gêneros *Cecropia* e *Vismia*, o que contrapõe com a realidade de degradação e fragmentação do IZ refletida na pequena densidade de indivíduos arbóreos registrados no tratamento com manejo da regeneração (Tabela 6).

Ao contrário do estudo citado, os plantios realizados nas pastagens do IZ aceleraram a estruturação florestal e aumentaram as chances de sucesso da efetiva restauração das áreas mais que o manejo da regeneração natural. Os resultados obtidos evidenciaram a necessidade do uso do método de plantio de mudas mesmo que as pastagens estejam ao lado de fragmentos florestais. Caso contrário, se a recomendação for conduzir a regeneração

natural, o resultado poderá ser lento e heterogêneo espacialmente, como enfatizado no Capítulo 1 (NORDEN et al., 2015; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Essas reflexões são de extrema importância na orientação para elaboração de projetos de restauração e de políticas públicas. Primeiro por elucidarem as melhores alternativas metodológicas para restauração de pastagens em contexto de alta degradação, como no interior de São Paulo e em boa parte da FES no Brasil. Depois porque desmistificam a generalização dos resultados, quase sempre positivos, da regeneração natural em relação aos caros e difíceis plantios de mudas (FERRAZ et al., 2014; MARTINS et al., 2014; REZENDE et al., 2015; BRANCALION et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017).

3.3.2. Resposta à fertilização das comunidades regenerantes sob plantios de recobrimento de *T. micrantha* e *C. myrianthum*

A fertilização não contribuiu com a maior sobrevivência e crescimento em altura e área de copa dos indivíduos regenerantes sob plantios, pelo menos no contexto de alta fertilidade média dos solos do IZ. Pelo contrário, os regenerantes apresentaram tendência de crescimento em altura e área de copa e de sobreviverem mais no tratamento onde não houve fertilização (Figura 30). Por outro lado, os indivíduos plantados aparentemente cresceram mais em altura quando a regeneração em seu sub-bosque foi fertilizada e, de forma inversa, mais em área de copa onde os regenerantes não foram fertilizados (Figura 31).

Combinando as informações entre indivíduos plantados e regenerantes acredita-se que a fertilização aplicada para os regenerantes favoreceu majoritariamente os indivíduos arbóreos. Mesmo sendo regenerantes pioneiros, caso fossem espécies de estágios finais da sucessão e, portanto, de maior interesse para a floresta já estruturada, poderia ser esperado o mesmo padrão observado. Isso porque, fertilizando a regeneração, os indivíduos plantados cresceram mais em altura e provavelmente expandiram seus sistemas radiculares na mesma proporção, tornando-os mais aptos a competir por nutrientes e água disponíveis na área e limitando esses recursos aos regenerantes, inclusive refletindo em menores chances de sobrevivência (LACLAU et al., 2013; GONÇALVES, 2011). Em contrapartida a regeneração natural sobreviveu e cresceu mais em altura e área de copa nas parcelas que não receberam fertilização. Provavelmente nessas parcelas a fertilidade natural pode ter sido suficiente para manter as taxas de crescimento desses regenerantes de pequeno porte e os indivíduos plantados cresceram menos em altura, porém expandiram mais lateralmente suas copas e, portanto, comprometeram a disponibilidade de luz forçando-os a competir por esse recurso (STERBA; AMATEIS, 1998; PADOIM; FINGER, 2010).

Van Breugel et al. (2012) demonstram um forte efeito da competição por luz como mecanismo para moldar a dinâmica de populações de espécies arbóreas durante as fases iniciais da sucessão. Em estudos conduzidos utilizando a espécie *T. micrantha*, principal responsável pela formação dos dosséis nos plantios estudados (Figura 25), Venturin et al. (1999) verificaram que o nutriente nitrogênio foi o mais limitante para crescimento em altura da espécie; e Válio (2001) encontrou que o crescimento de ramos laterais foi reduzido no tratamento com menores radiações. Esses estudos evidenciam a capacidade de resposta de crescimento de *T. micrantha*, e provavelmente de *C. myrianthum*, mediante a maior disponibilidade de nutrientes e sua plasticidade diante de maior ou menor disponibilidade de luz, afetando diretamente a regeneração presente sob suas copas (MELO et al., 2015).

Outras evidências sustentam a hipótese levantada a partir dos resultados encontrados, além de outros fatores que poderiam ser discutidos como benefício da melhor nutrição contribuindo na produção de flores e frutos, resposta ao ataque de pragas e doenças, etc (MORELLATO, 1991; SILVEIRA et al., 2001; GONÇALVES, 2011). A

primeira é que foram observadas ao longo do experimento manchas de indivíduos plantados com coloração das folhas mais intensa e com folhagem persistindo por mais tempo na estação seca (Figura 32).

Figura 32. Imagem aérea capturada com drone comparando parcelas dos tratamentos Plantio com baixa diversidade com fertilização da RN (A) apresentando indivíduos com mais folhas e coloração mais intensa no auge da estação seca (ago./2018), comparativamente aos indivíduos do tratamento Plantio com baixa diversidade sem fertilização da RN (B), nos quatro blocos do estudo da restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2018). Comunidades com 19 meses de plantio.

A segunda é que foram constatados menores teores foliares da maioria dos nutrientes analisados nos indivíduos coletados justamente no tratamento cuja regeneração recebeu fertilização (Tabela 7). De forma complementar é apresentada a tabela 8 com a comparação da relação do teor foliar de nutrientes entre indivíduos fertilizados e não fertilizados para as espécies *S. paniculatum* e *A. virgata* entre os ambientes a pleno sol (tratamento com regeneração Herbicida+Fertilização) e sob plantio (tratamento com plantio de *T. micrantha* e *C. myrianthum*), na qual é possível verificar um padrão inverso entre ambientes. Enquanto no ambiente sob plantio a maioria dos nutrientes apresentou relações negativas de teores foliares (deficiência) para os indivíduos fertilizados para ambas as espécies, no ambiente a pleno sol a maioria dos nutrientes (69%) obteve relações médias positivas em 29% para os teores foliares de nutrientes dos indivíduos fertilizados comparadas às dos não fertilizados. Desta forma, depreende-se que a causa das menores teores foliares para a maioria dos nutrientes nos regenerantes fertilizados sob os plantios

se deve à competição com os indivíduos arbóreos plantados que por sua vez não existem no tratamento com regeneração.

Tabela 8. Relações dos teores foliares de nutrientes de amostras compostas de duas espécies regenerantes (*S. paniculatum* e *A. virgata*) fertilizadas e não fertilizadas a pleno sol (Herbicida+Fertilização) e sob plantio (Plantio baixa diversidade com fertilização da RN) no experimento de restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP.

Espécie	Ambiente	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na
		g/kg						mg/Kg					
S. paniculatum	Pleno sol	+24%	+27%	+10%	-11%	-8%	+14%	+32%	+50%	+54%	+131%	+4%	+80%
	Sob plantio	+2%	+16%	-4%	-26%	-13%	-36%	+52%	-54%	-19%	+23%	+37%	-16%
A. virgata	Pleno sol	-33%	-2%	+19%	+8%	+2%	0%	+29%	-52%	+32%	+20%	-8%	-38%
	Sob plantio	-25%	-16%	-15%	-6%	-18%	-69%	+22%	-54%	+30%	-50%	+1%	-2%

Os pontos discutidos anteriormente colocam em discussão o método de restauração de plantio de enriquecimento tanto em comunidades em restauração quanto em florestas secundárias (MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; RODRIGUES et al., 2009). Isso porque é esperado que todas as mudas plantadas sejam fertilizadas com a fertilização de plantio (rica principalmente em fósforo), para garantir o rápido alcance das radicelas recém-formadas aos nutrientes disponibilizados que são fundamentais no estabelecimento e no crescimento inicial (RESENDE et al., 1999; SILVEIRA et al., 2001; SANTOS et al., 2008; GONÇALVES, 2011; SORREANO et al., 2012). Desta forma seria possível questionar: qual o percentual de nutrientes solubilizados a partir da fertilização aplicada que efetivamente será absorvido pelos indivíduos plantados no enriquecimento ou pelas árvores e regenerantes já estabelecidos? Visando aumentar as chances de absorção das plantas alvo ao longo do tempo poderá ser estudado o uso de doses mais parceladas, uma vez que a densidade de plantio é baixa (normalmente 6 x 6 m - PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009) e facilita as operações de aplicação; e/ou a aplicação de fertilizantes de liberação controlada, tanto no solo no momento do plantio, quanto na preparação do substrato das mudas no viveiro (MORAES NETO et al., 2003; BRONDANI et al., 2008).

3.3.3. Plantios com *T. micrantha* e *C. myrianthum* na estruturação do dossel florestal

A alta mortalidade de mudas nos plantios e replantios, especialmente de *T. micrantha*, ocorreu em função da baixa qualidade e falta de padronização entre os viveiros fornecedores. As características da parte aérea (altura, número de ramos e de pares de folhas, diâmetro de colo, coloração etc), que por sua vez se relacionam com a quantidade e qualidade do sistema radicular (GONÇALVES et al., 2000; NOGUEIRA; BRANCALION, 2016), estavam inadequadas para ambas as espécies, mas principalmente para *T. micrantha*, como se pode observar nas figuras 33 A-C . Muitas mudas também não foram suficientemente rustificadas, mas mesmo entre as mais tenras para ambas as espécies, *T. micrantha* aparentou ser mais prejudicada diante das condições estressantes em campo (Figura 33 – D).

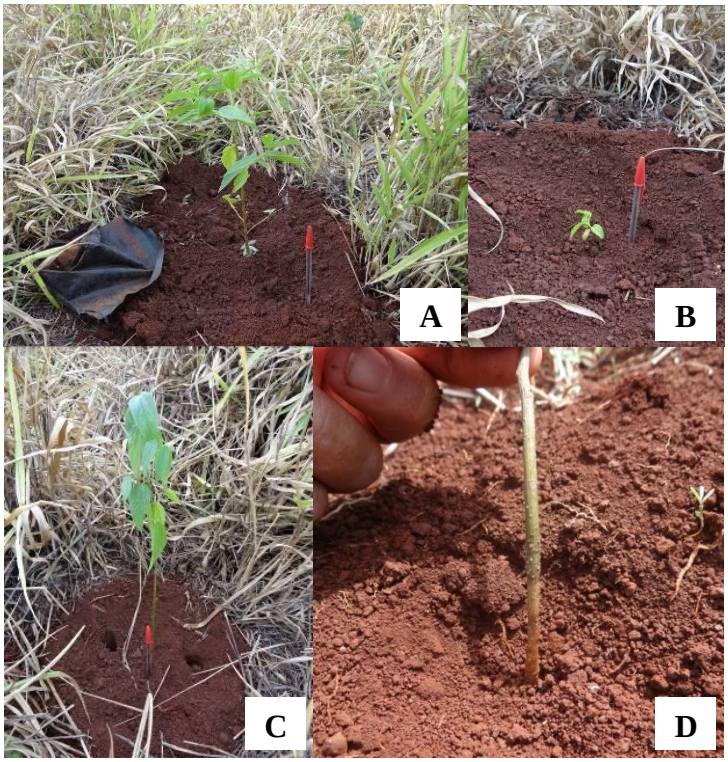

Figura 33. Diferenças na parte aérea e qualidade de mudas de *T. micrantha* produzidas em cinco viveiros e plantadas nos tratamentos com plantio de baixa diversidade (A, B e C). Detalhe da base do caule dessecada por falta de rusticidade associada à alta temperatura do solo em muda de *T. micrantha* plantada no experimento (E). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2016).

Antes de saírem a campo, um dos principais critérios no controle de qualidade para expedição de mudas de espécies florestais em viveiro é o quanto elas estão rustificadas (GONÇALVES et al., 2000; SILVEIRA et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2016). Nesse processo ocorre a redução ou suspensão das fertilizações, principalmente com nitrogênio, além do aumento dos intervalos das irrigações, que visam proporcionar rusticidade às folhas e caule para ficarem mais firmes e coriáceos (GONÇALVES et al., 2000; SILVEIRA et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2016). Em paralelo ocorre o aumento do uso de fertilizações potássicas que melhoram o balanço interno do nutriente, evitando a perda de água e consequente estresse em campo (MARSCHNER, 1995; GONÇALVES et al., 2000). A espécie *T. micrantha* apresenta excelente resposta à fertilização potássica em viveiro e, portanto, à rustificação (SILVA et al., 1997). Outra alternativa é melhorar o microclima no local de plantio das mudas através do uso estratégico de espécies herbáceas e arbustivas semeadas nas linhas ou entrelinhas de plantio desde que não comprometam o crescimento das mudas (BALANDIER et al., 2009; ISERNHAGEN et al., 2014; SILVA et al., 2015; SILVA, 2019; Capítulo 3 dessa tese). O tema qualidade de muda é muito relevante para ser discutido, pois o padrão de qualidade poderá variar para uma mesma espécie entre viveiros e entre diferentes lotes da mesma espécie em um único viveiro. Isso interfere diretamente na qualidade e custo de plantios de restauração, não porque o método é ruim, mas porque está sendo mal aplicado em campo; fazendo com que a regeneração natural passe a ser mais vantajosa diante de tamanho insucesso dos pantios (BARBOSA, 2007; BRANCALION et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017).

A relação do número total de indivíduos de *T. micrantha* e *C. myrianthum* alcançados aos 20 meses pós-plantio correspondeu exatamente à expectativa diante da proporção de plantio de duas mudas de *T. micrantha* para uma de *C. myrianthum* (Figura 25 - A). A não ser que algum distúrbio atípico cause a morte sincrônica de alguma das duas espécies plantadas, como ocorrência de um ataque grave de praga (CALLADO; GUIMARÃES, 2010; MÔNICO, 2012; CHARLES et al., 2017), espera-se que os dosséis criados para essas comunidades florestais

permaneçam nessa configuração durante a fase de estruturação por aproximadamente 15 anos (Tabela 1 - BRANCALION et al., 2015; GANDOLFI, 2017). Isso porque *T. micrantha* pode alcançar, em média, de 8-13 m de altura (LORENZI, 2002; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011) e sobreviver aproximadamente 15 anos (CARVALHO, 2003), e *C. myrianthum* respectivamente 8-20 m (LORENZI, 2002) e 30 anos (CARVALHO, 2003).

Apesar das piores condições das mudas de *T. micrantha* para plantio, conforme discutido anteriormente, o crescimento da espécie em altura e área de copa, aos 20 meses após o plantio, foi maior que para *C. myrianthum*; justificando inclusive a menor sobrevivência de *C. myrianthum*, provavelmente causada pelo sombreamento produzido por *T. micrantha* (Figura 25). É importante destacar que os indivíduos de *C. myrianthum* sobreviveram mais ao plantio e replantio e por isso estavam a mais tempo estabelecidos na área e, portanto, aptos a competir com os de *T. micrantha*. Porém *C. myrianthum* não apresentou rápido crescimento em altura e abertura de copa para muitos indivíduos como se esperava para sua função de recobrimento nas comunidades (GOOSEM; TUCKER, 1995; RODRIGUES et al., 2011), seguramente por pouca resposta de crescimento após o plantio em virtude da baixa qualidade de algumas mudas. Por isso, os indivíduos que não ficaram dominados só avançaram no crescimento da parte aérea quando iniciou a competição por luz diante da interceptação das copas dos indivíduos de *T. micrantha*. Os indivíduos que se desenvolveram bem apresentaram copas com ramos muito abertos e proporcionando um sombreamento aparentemente menor que *T. micrantha*. Desta forma *C. myrianthum* poderia ser utilizada em menores proporções para a função de recobrimento em plantios de restauração utilizando o modelo tradicional de recobrimento e diversidade; e substituída por espécies como *Croton floribundus* Spreng. e *Guazuma ulmifolia* Lam. que, como será discutido no capítulo final, parecem cumprir melhor a função de recobrimento.

Contudo, além da importância atribuída à longevidade de *C. myrianthum* na comunidade (CARVALHO, 2003), deve-se ressaltar outras características importantes da espécie. *T. micrantha* apresentou baixa tolerância à umidade excessiva do solo em alguns pontos no bloco IZ2, que nos meses de maior precipitação, por estar em posição baixa no relevo e apresentar gleissolo (ANEXO C), ficou mais encharcado e, consequentemente, dificultou a respiração das raízes em ambiente anóxico (CASIMIRO et al., 2006; DE SOUSA, 2008). Muitos indivíduos localizados nesse ambiente apresentaram raízes grossas somente superficiais, ocorrendo até o tombamento de alguns quando atingiram maiores alturas e incidiram ventos mais fortes entre os meses de agosto e setembro de 2017 (Figura 34). Em contrapartida, a espécie *C. myrianthum*, que é mais adaptada a esse tipo de situação (ANDRADE et al., 1999; POZZOBON et al., 2010), apresentou crescimento indiferente entre os ambientes mais secos e úmidos e sua capacidade de suportar encharcamento do solo pode ser explorada com maiores densidades de indivíduos da espécie em áreas de restauração nessas condições.

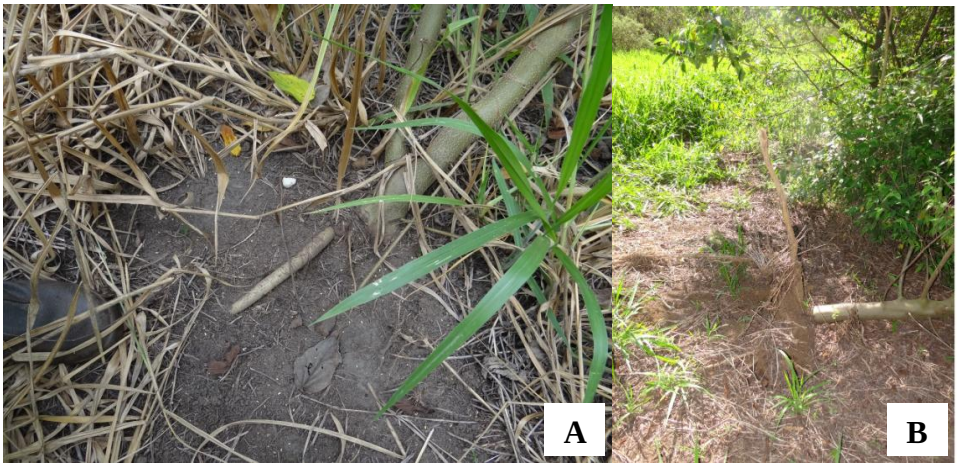

Figura 34. Indivíduo de *T. micrantha* apresentando raiz superficial (A). Tombamento de indivíduo de *T. micrantha* em local com maior umidade do solo com destaque da presença de raiz superficial grande e ausência de raízes pivotantes (B). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2018).

Além disso, *C. myrianthum* também produz frutos maiores que podem atrair dispersores de maior porte, trazendo para as comunidades florestais em restauração espécies pertencentes a estágios finais da sucessão que são fundamentais para o processo de consolidação (MARTÍNEZ-GARZA; HOWE, 2003; MACHADO; ROSA, 2005; AMARAL et al., 2013; REID et al., 2015). Outro ponto de destaque é que, como caracterizadas anteriormente, se espera que os indivíduos adultos da espécie apresentem altura e área de copas maiores que *T. micrantha*. Essas características estruturais são consideradas, em alguns casos, mais importantes que o fornecimento de alimento para a fauna, uma vez que estando próximos a fragmentos, esses indivíduos podem funcionar como local de abrigo e proteção contra predadores mais seguros que em indivíduos de espécies mais baixas (TOH et al., 1999; FINK et al., 2009; THOMSON et al., 2011; MELO et al., 2015). Desta forma, as características biológicas funcionais e particulares de cada espécie podem e devem ser estrategicamente exploradas na definição da densidade e distribuição das mudas em projetos de restauração conforme as condições locais de solo, relevo, paisagem etc (CASIMIRO et al., 2006; CUDDINGTON et al., 2007; GANDOLFI et al., 2007; DE SOUSA, 2008; POZZOBON et al., 2010 CHARLES et al., 2018).

3.4. Conclusões

- O tratamento com plantio de *T. micrantha* e *C. myrianthum* com apenas 20 meses de idade, corroborando a primeira hipótese do estudo, apresentou maior e mais rápida estruturação florestal e maior densidade e riqueza de regenerantes tolerantes à sombra (princípio do processo de consolidação), comparativamente às pastagens que estavam sob manejo intensivo da regeneração há 32 meses.

- Em pastagens sob domínio de FES, com paisagem altamente fragmentada, com uso histórico intensivo do solo e banco de sementes do solo degradado, para se obter comunidades florestais mais rápidas, deve ser utilizado o método de plantio de mudas, mesmo estando ao lado de fragmentos florestais.

- Plantios com somente duas espécies de recobrimento e atrativas da fauna, desde que diante do monitoramento contínuo se constate o enriquecimento natural ou sejam realizadas ações de enriquecimento, podem ser utilizados em pastagens abandonadas quando se estiver ao lado de fragmentos florestais de FES.

- Negando a segunda hipótese estabelecida, fertilizar a regeneração natural sob plantios florestais não proporcionou uma maior sobrevivência e crescimento em altura e área de copa desses regenerantes.
- *T. micrantha* desempenhou melhor a função de recobrimento (altura e área de copa) que *C. myrianthum* nos plantios de baixa diversidade testados.

Referências

AMARAL, W.A.N.; ANTIQUEIRA, L.M.O.R.; HORBACH, M.A. Frutification and germination ecology of *Citharexylum myrianthum* Cham (Verbenaceae). Journal of Biotechnology and Biodiversity. 4(3):207-2015. 2013.

ANDRADE, A.C.S.; RAMOS, F.N.; DOUZA, A.F.; LOUREIRO, M.B.; BASTOS, R. Flooding effects in seedlings of *Cytharexyllum myrianthum* Cham. and *Genipa americana* L.: responses of two neotropical lowland tree species. Revista Brasileira de Botânica. 22(2):281-285. 1999.

ATHIÊ, S.; DIAS, M.M. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e refl orestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasi. Acta Botanica Brasilica 26(1):84-93. 2012.

BALANDIER, P.; FROCHOT, H. SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. Forest Ecology and Management 257:1716–1724. 2009.

BELLO, C., GALETTI, M., MONTAN, D., PIZO, M.A., MARIGUELA, T.C., CULOT, L.; BUFALO, F.; LABECCA, F.; PEDROSA, F.; CONSTANTINI, R.; EMER, C.; SILVA, W.R.; SILVA, F.R.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Atlantic-Frugivory: a plant-frugivore interaction dataset for the Atlantic Forest. Ecology, 98(6), 1729. 2017.

BIZUTI, D.T.G., et al. Influência da composição de espécies florestais no microclima de sub-bosque de plantios jovens de restauração. Sciencia Forestalis. 44(112):971-978. 2016.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p. 2015.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. Revista Árvore, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, mar. 2010.

BRANCALION, P.H.S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J.R.; LAMONATO, F.; FARAH, F.T.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. Biotropica. 48(6):856-867. 2016.

BRANCALION, P.H., VIANI, R.A.G., STRASSBURG, B.B.N., RODRIGUES, R.R. Finding the money for tropical forest restoration. Unasylva, v. 63, p. 25–34, 2012.

BRONDANI, G.E.; SILVA, A.J.C.; REGO, S.S.; GRISI, F.A.; NOGUEIRA, A.C.; WNDELING, I.; ARAUJO, M.A. Fertilização de liberação controlada o crescimento inicial de angico-branco. Scientia Agraria. 9(2):167-176. 2008.

BUTLER, R.; MONTAGNINI, F.; ARROYO, P. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. Forest Ecology and Management. 255:2251–2263. 2008.

CALLADO, C.H.; GUIMARÃES, R.C. Estudo dos anéis de crescimento de Schizolobium parahyba (Leguminosae: Caesalpinioideae) após episódio de mortalidade em Ilha Grande, Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 85-91, 2010.

CARNEIRO, P.H.M.; RODRIGUES, R.R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). High diversity forest restoration in degraded áreas. New York: Nova Science Publishers, 2007. Cap. 3.1, p. 129-144.

CARNEVALE, N.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. Forest Ecology and Management. 163:217-227. 2002.

CARVALHO, P.E.R. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica. Colombo. 1.039p. 20003.

CARVALHO, M.M.V.; ANDRADE, A.C. Crescimento inicial de cinco gramíneas tropicais em um sub-bosque de angico-vermelhor (*Anadenanthera macrocarpa* Benth). Pasturas tropicales. 17(1):24-30. 1995.

CASIMIRO, E.L.N.; MALAVASI, U.C.; MALAVASI, U.U. Efeitos da saturação hídrica, idade e volume radicular no crescimento inicial de quatro espécies florestais. Scientia Agraria Paranaensis. 5(2):13-20. 2006.

CASTELLANI, E.D.; AGUIAR, I.B.; PAULA, R.C. Bases para a padronização do teste de germinação em três espécies de *Solanum* L.. Revista Brasileira de Sementes. 31(2):77-85. 2009.

CATTERALL, C.P. Roles of non-native species in large-scale regeneration of moist tropical forests on anthropogenic grassland. Biotropica. 48(6):809-824. 2016.

CATTERALL, C.P., SHOO, C.P. AND FREEBODY, K. 2014. Natural Regeneration and Rainforest Restoration - Outcomes, Pathways and Management of Regrowth. Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns, 8 p

CHADA, S.S.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. Revista Árvore, v. 28, n. 6, p. 801-809. 2004.

CHARLES, L. S.; DWYER, J.M.; MAYFIELD, M.M. Rainforest seed rain into abandoned tropical Australian pasture is dependent on adjacent rainforest structure and extent. Austral Ecology, v. 42, n. 2, p. 238-249, 2017.

CHARLES, L.S.; DWYER, J.M.; SMITH, T.J.; CONNORS, S.; MARSCHNER, P.; MAYFIELD, M.M. Species wood density and the location of planted seedlings drive early-stage seedling survival during tropical forest restoration. Journal of Applied Ecology. 55:1009-1018. 2017.

CHARLES, L.S.; DWYER, J.M.; SMITH, T.J.; CONNORS, S.; MARSCNER, P.; MAYFIELD. Seedling growth responses to species-, neighborhood-, and landscape-scale effects during tropical forest restoration. Ecosphere. 9(8). 2018.

CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. Biotropica. 48(6):716–730. 2016.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. Science Advances. 3. 2017.

CUBIÑA, A.; AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. Biotropica 33:26-267. 2001.

CUDDINGTON, K.; BYERS, J.; WILSON, W.; HASTINGS, A. Ecossystem Engineers: Plants to protists. Academic Press. 2007. 432p.

DE SOUSA, J.V. Desenvolvimento inicial de leguminosas arbóreas nativas em várzea sob diferentes condições de drenagem na regeneração de matas ciliares. 89 p. 2008. Dissertação (Mestrato em Gestão re Recursos Agroambientais). Instituto Agronômico. 2008.

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 ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas? Revista Árvore 34:471–485. 2010.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M.S.; MELO, A.C.G. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. Scientia Forestalis. 44(110):463-474. 2016.

ELLIOTT, S. et al. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. Forest Ecology and Management 184:177–191. 2003.

FERRACIN, T.P., MEDRO, P.S.; BATISTA, A.C.R.; MOTA, M.C.; BICANCHINI, E.; TOREZAN, J.M.D. Passive restoration of atlantic forest following *Pinus taeda* harvesting in southern Brazil. Restoration Ecology. 21(6):770-776. 2013.

FERRAZ, S.F.B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? Landscape Ecology. 29:187-200. 2014.

FINK, R.D.; LINDELL, C.A.; MORRISON, E.B.; ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D. Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. Restoration Ecology. 17(4):479-486. 2009.

GANDOLFI, S. Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação. 2017. 105p. Tese de Livre Docência - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability-impermeabilitu: canopy trees as biodiversity filters. Sciencia Agricola. 64(4):433-438. 2007.

GARCÍA-ORTH, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures. Restoration Ecology. 19(1):24-34. 2011.

GONÇALVES, J.L.M. Fertilização de plantação de eucalipto. In: II ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA, 2011, Campinas. Anais... Campinas: PTSM/IPEF/FUPEF, 2011. p. 85-113.

GONÇALVES, J.L.M.; SANTARELLI, E.D.; MORAES NETO, S.P. de; MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Ed.). Nutrição e fertilização florestal. Piracicaba: IPEF, 2000. p.309-350.

GOOSEM, S.G.; TUCKER, N.I.J. Repairing the rainforest: theory and practice of rainforest reestablishment in North Queensland's wet tropics. Cairns: Wet Tropics Management Authorithy, 1995. 71 p.

GUARIGUATA, M.R.; RHEINGANS, R.; MONTAGNINI, F. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. Restoration Ecology. 3(4):252-250. 1995.

GUERRERO-RAMÍREZ, N.R. et al. Diversity-dependent temporal divergence of ecosystem functioning in experimental ecosystems. Nature Ecology Evolution. 1(11):1639-1642. 2017.

GÜNTER, S.; WEBER, M.; ERREIS, R.; AGUIRRE, N. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. European Journal of Forest Research, 126 (1), 67-75. 2007.

HECTOR, A.; BAGCHI, R. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. Nature 448:188-190. 2007.

HIERRO, J. L.; CALLAWAY, R. M. Allelopathy and exotic plant invasion. Plant and soil, v. 256, n. 1, p. 29-39, 2003.

HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; HARRIS, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. Trends in Ecology & Evolution 24, 599–605. 2009.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. Biotropica, 31(2), 229-242. 1999.

HOLL, K.D., REID, J.L., CHAVES-FALLAS, J.M., OVIEDO-BRENES, F. & ZAHAWI, R.A. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. Journal of Applied Ecology. 54:1091-1099. 2016.

HOLL, K.D. Restoring tropical forests from the bottom up. Science. 355(6324):455-456. 2017.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R. Adubação verde na restauração florestal. In:Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil - Fundamentos e Práticas (Eds.) LIMA FILHO, O.F.; AMBROSANO, E.J.; ROSSI, F.; CARLOS, J.A.D. Embrapa. Brasília. vol.2. 478 p. 2014.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. New Phytololist. 204. pp.459-473. 2014.

LACLAU, J. et al. Dynamics of soil exploration by fine roots down to a depth of 10 m throughout the entire rotation in *Eucalyptus grandis* plantations. Frontiers in Plant Science. 4(243). 2013.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degradated tropical forest landscapes. Science, 310:1628-1632. 2005.

LONGWORTH J.B.; WILLIAMSON, G.B. Composition and Diversity of Woody Plants in Tree Plantations Versus Secondary Forests in Costa Rican Lowlands. Tropical Conservation Science. 11:1-13. 2018.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, v. 1, 348p. 2002.

MACHADO, L.O.M.; ROSA, G.A.B. Frugivoria por aves em *Cytharexyllum myrianthum* cham (Verbenaceae) em áreas de pastagens de Campinas, SP. Ararajuba 13(1):113-115. 2005.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. Journal of Ecology. 102:475–485. 2014.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. San Diego: Academic Press, 1995. 889 p.

MARTÍNEZ-GARZA C.; HOWE, H. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. Journal of Aplied Ecology. 40:423-429. 2003.

MARTINS, S.V., SARTORI, M., RAPOSO FILHO, F.L., SIMONELI, M., DADALTO, G., DA SILVA, A.E.S. Potencial da regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Centro de desenvolvimento do agronegócio - CEDAGRO. Vitória. 102 p. 2014.

MELI, P.; HOLL, K.D.; REY BENAYAS, J.M.; JONES, H.P.; JONES, P.C.; MONTOYA, D.; MATEOS, D.M. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. Plos One 12(2). 2017.

MELO, A.C.G.; DARONCO, C.; RÉ, D.S.; DURIGAN, G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. Scientia Forestalis. 43(106):333-244. 2015.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares do Vale do Paranapanema, SP. Scientia Forestalis Brasil. 71:149-154. 2006.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. Scientia Forestalis Brasil. 73:101-111. 2007.

MÔNICO, A.C. Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de estauração. 2012. 107 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MORAES NETO, S.P.; GONÇALVES, J.L.M.; ARTHUR Jr, J.C.; DUCATTI, F.; AGUIRRE Jr, J.H. Fertilização de mudas de espécies arbóreas nativas e exóticas. Árvore. 27(2):129-137. 2003.

MORELLATO, L.P.C. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecidual no Sudeste do Brasil. 1991. 203p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Áreas. New York: Nova Science Publishers, p. 103-126. 2007.

NOGUEIRA, C.; BRANCALION, P.H.S. Sementes e mudas: guia para propagação de árvores brasileiras. Oficina de Textos. 463 p. 2016.

NORDEN, N., ANGARITA, H. A., BONGERS, F., MARTÍNEZ-RAMOS,M., GRANZOW-DE LA CERDA, I., VAN BREUGEL, M., LEBRIJA-TREJOS, E., MEAVE, J. A., VANDERMEER, J., WILLIAMSON, G. B., FINEGAN, B., MESQUITA, R. & CHAZDON, R. L. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 112, 8013–8018. 2015.

OLIVEIRA, M.C. et al. Manueal de viveiro e produção de mudas - espécies arbóreas nativas do Cerrado. EMBRAPA. 124p. 2016.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009. : <http://www.pactomataatlantica.org.br/ > Acesso em: 23 out. 2015.

PADOIM, V.; FINGER, C.A.G. Relações entre as dimensões da copa e a altura das árvores dominantes em povoamentos de *Pinus taeda* L. Ciência Florestal. 20(1):95-105. 2010.

PALMA, A.C.; LAURANCE, S.G.W. A reviewof the use of direct seeding and seedling plantings in restoration:what dowe knowand where should we go? Applied Vegetation Science 18:561–568. 2015.

PALOMEQUE, X.; GÜNTER, S.; SIDDONS, D.; HILDEBRANDT, P.; STIMM, B.; AGUIRRE, N.; ARIAS, R.; WEBER, M. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. New Forests. 48:643-662. 2017.

PARROTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. Forest Ecology and Management. 124:45-77. 1999.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H. Restoration of tropical moist forests on baixite-mined lands in the brazilian amazon. Restoration Ecology. 7(2):103-116. 1999.

PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. Forestry Ecology and Management. 99:1-7.1997.

POWERS, J.S.; HAGGAR, J.P. FISHER, R.F. The effect of overstoy composition on understory woody regeneration ond species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. Forestry Ecology and Management. 99:43-54. 1997.

POZZOBON, M.; CURCIO, G.R.; UHLMANN, A.; GALVÃO, F.; ZIMMER, Restauração de planícies do rio Itajaí-Açu, SC: sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas por tipo de solo. Pesquisa Florestal Brasileira. 30(63): 171-189. 2010.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org.> 2008. Acesso em: 23 julho 2016.

REID, J.L.; HOLL, K.D. Arrival ≠ Survival. Restoration Ecology Vol. 21, No. 2, pp. 153–155. 2013.

REID, J.L.; HOLL, K.D.; ZAHAWI, R.A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. Ecological Application 25(4):1072-1082. 2015.

RESENDE et al., Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 34(11):2071-2081. 1999.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in ecology and conservation. 16:208-214. 2018.

REZENDE C.L.; UEZU A.; SCARANO F.R.; ARAUJO D.S.D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. Biodiversity Conservation. 18 p. 2015.

REZENDE, G.M.; VIERIA, D.L.M. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. Forest Ecology and Management. 433:93-104. 2019.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological conservation, 142(6), 1141-1153. 2009.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation 142, 1242–1251. 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of highdiversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

RORATO, D.G.; ARAUJO, M.M.; TABALDI, L.A.; TURCHETTO, F.; GRIEBELER, A.M.; BERGHETTI, A.L.P., BARBOSA, F.M. Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in southern Brazil. Restoration Ecology. 26(3):537-542. 2018.

SANTOS, F.F.M.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. IF Série Regional, v.31, p.225-228. 2007.

SANTOS, J.Z.L.; RESENDE, A.V.; FURTINI NETO, A.R.; CORTE, E.F. Crescimento, acúmulo de fósforo e frações fosfatadas em mudas de sete espécies arbóreas nativas. Árvore. 32(5):799-807. 2008.

SARTORI, M.S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.E. Regeneração arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus saligna Smith. localizado no Estado de São Paulo. Scientia Forestalis. 62:86-103. 2002.

SHOO, L.P.; FREEBODY, K.; KANOWSKI, J.; CATTERALL, C.P. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. Conservation Biology. 30(1):121-132. 2015.

SILVA, I.R.; FURTINI NET, A.E.; CURI, N.; DO VALE, F.R. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. 32(2):205-212. 1997.

SILVA, R.R.; DE SOUZA, M.J.; DINIZ, N.B.; COELHO, M.J.A. Efeito alelopático de extrato seco de mamona (*Ricinus communis* L.) no desenvolvimento inicial de feijão (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.). Cadernos de Agroecologia, 6(2). 2011.

SILVA, T.D. Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda. 88p. 2019. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.

SILVEIRA, R.L.V.A.; HIGASHI, E.N.; SGARBI, F.: MUNIZ, M.R.A. Seja doutor do seu eucalipto. Arquivo do Agrônomo nº 12 -Potafos, 32p., 2001.

SMA - SÃO PAULO (Estado) Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 008/2008, de 31 de janeiro de 2008. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 01/02/2008. Seção Meio Ambiente, 2008

SOUZA, P.B.; SOUZA, A.L.; COSTA, W.S.; PELOSO, R.V.; LANA, J.M. Florística e diversidade das espécies arbustivo-arbóreas regeneradas no sub-bosque de *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. Cerne. 18(3):4130421. 2012.

SORREANO, M.C.M.; RODRIGUES, R.R.; BOARETTO, A.E.; Guia de nutrição para espécies florestais nativas. 254 p. 2012.

STERBA, H.; AMATEIS, R.L. Crown efficiency in a loblolly pine (Pinus taeda) spacing experiment. Canadian Journal of Forest Research. 28:1344–1351. 1998.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSEMAN, G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. Trends in Ecology and Evolution. 19(1):46-53. 2004.

SUGANUMA, M.S.; ASSIS, G.B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. Communitty Ecology. 15(1): 27-36. 2014.

SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. Applied Vegetation Science. 21:76-84. 2018.

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

TREVELIN, L.C.; SILVEIRA, M.; PORT-CARVALHO, M.; HOMEM, D.H.; CRUZ-NETO, A.P. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. Forest Ecology and Management 291:136–143. 2013.

TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: M.E. Soule (Ed.) Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity, pp.330–344. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 1986.

THOMSON, F.J.; MOLES, A.T.; AULD, T.D.; KINGSFORD, R.T. Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. Journal of Ecology 99:1299–1307. 2011.

TNC - The Nature Conservancy. Economia da Restauração Florestal. BENINI, R.M. & ADEODATO, S. (Org.). 1ª ed. São Paulo. 136 p. 2017.

TOH, I.; GILLESPIE, M.; LAMB, L. The role of isolated trees in facilitanting tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. Restoration Ecology. 7(3): 288-297. 1999.

TRUJILLO-MIRANDA, A.L.; TOLEDO-ACEVES, T.; LÓPEZ-BEZERRA, FABIOLA; GEREZ-FERNÁNDEZ, P. Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. Ecological Engineering 117:50-61. 2018.

VÁLIO, I.F.M. Effects of shading and removal of plant parts on growth of *Trema micrantha* seedlings. Tree Physiology. 21:65–70. 2001.

VAN BREUGEL et al. The relative importance of above- versus belowground competition for tree growth during early succession of a tropical moist forest. Plant Ecology. 213:25–34. 2012.

VENTURIN, N.; SOUZA, P.A.; VENTURIN, R.P.; MACEDO, R.L.G. Avaliação nutricional da candiúva (*Trema micrantha* L. Blume) em casa de vegetação. Floresta. 29(1/2):15-26. 1999.

VENZKE, T.S.; NERI, A.V.; CUNHA, J.F.; MARTINS, S.V. Regeneração natural do estrato arbóreo-arbustivo sob talhão de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, Viçosa, MG, Brasil. Global Science and Technology. 5(3):74-86. 2012.

VIANI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. A regeneração natural sob plantaçõees florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? Ciência Florestal. 20(3):533-552.

VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.M.; CASTRO, D.C.V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P.H. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. Natureza & Conservação, 13(1), 41-46. 2015.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology. 8(4):350-360. 2000.

4. O EFEITO DE DOSSÉIS DE MAMONA (*Ricinus communis* L.) NA ESTRUTURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS EM PASTAGENS

RESUMO

O controle das gramíneas exóticas hiperabundantes é um grande desafio para a restauração ecológica tanto do ponto de vista ecológico quanto econômico. Consórcios de espécies arbustivas ou herbáceas de ciclo mais curto semeadas nas entrelinhas de plantios de restauração promovem uma série de benefícios além de auxiliarem no controle das gramíneas: melhoria do microclima, aporte de matéria orgânica, incorporação de nitrogênio (espécies fixadoras), atração de fauna dispersora (espécies zoocóricas) etc. Por isso estudos nessa linha são importantes não só para reduzir os custos, como também para aumentar a eficiência dos processos ecológicos na fase de estruturação florestal da restauração. O objetivo do estudo foi verificar os efeitos de dosséis transitórios de mamona (*Ricinus communis* L.) no controle de gramíneas e sobrevivência e crescimento dos indivíduos de espécies arbóreas plantados nas pastagens estudadas. A espécie tem alta germinação, rápido crescimento e abertura de copa e mercado de sementes já estabelecido. Foram utilizadas quatro repetições de seis tratamentos contemplando semeadura direta de mamona antecipada e concomitante ao plantio de mudas, que foi realizado com e sem enriquecimento de espécies secundárias iniciais em Sertãozinho, SP. Os outros dois tratamentos foram plantios com mamona cortada para se verificar um possível efeito alelopático da espécie e o plantio tradicional de recobrimento e diversidade para comparação. As mamonas foram semeadas em faixas (2x50m), intercaladas com faixas para assegurar chegada de luz nas linhas de plantio (0,75x50m) e com linhas de plantios de cinco espécies pioneiras de recobrimento a cada 2,0 m na linha (1,5x50m). Nos tratamentos com enriquecimento as 10 espécies secundárias iniciais utilizadas foram plantadas sob as faixas de mamonas a cada 3,0 m. Foram realizadas duas medições da sobrevivência, altura e área de copa dos indivíduos plantados, bem como uma série de avaliações sobre as sementes utilizadas das mamonas e os dosséis transitórios criados por elas. Os lotes de sementes de mamonas utilizados apresentaram diferentes percentuais de germinação e tiveram seu efeito alelopático comprovado no retardamento da germinação de sementes de alface em laboratório. Em campo a semeadura de mamona resultou em alta densidade de indivíduos estabelecidos com altura adequada que, além de reduzirem a temperatura do ar local, contribuíram efetivamente para o controle das gramíneas. As análises dos efeitos dos dosséis de mamona nos indivíduos plantados de espécies pioneiras (linha de plantio) e secundárias iniciais (sob mamona) demonstraram que: a sobrevivência entre o 4° e 8° mês pós-plantio não foi afetada; a mortalidade de espécies secundárias foi significativamente menor sob a mamona adulta; e que tanto a altura quanto a área de copa final de ambos os grupos de espécies analisadas apresentaram-se significativamente comprometidos pelos dosséis de mamonas, obtendo maiores valores a pleno sol no plantio tradicional. O método de semeadura de mamona para construção de dosséis transitórios em consórcio com plantios de espécies nativas apresentou-se viável ecologicamente e promissora por controlar as gramíneas e reduzir a mortalidade e necessidade de replantio das espécies de enriquecimento.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Dosséis transitórios arbustivos; *Ricinus communis*; Plantios de mudas; Estruturação florestal

ABSTRACT

The control of over-abundant exotic grasses is a major challenge for ecological restoration from both the ecologic and the economic points of view. Mixtures of short-lived herb and shrub species sown between the planting rows of restoration plantations promote a series of benefits that go beyond grass control: microclimate improvement, increase in organic matter content, nitrogen accumulation (nitrogen-fixing species), attraction of animal dispersers etc. Therefore, studies in this subject are important not only to reduce costs, but also to increase the efficiency of ecological

processes during the structuring phase of forest restoration. The objective of the study was to test the effects of the transient canopy of Castor beans (*Ricinus communis* L.) on grass control and on the survival and growth of tree seedlings planted in degraded pastures. Castor beans have high germination, fast growth and good canopy openness and have a well-established seed market. Four repetitions of six treatments were used, including early direct sowing of Castor bean together with tree seedling plantation, with and without later enrichment using early secondary species, in Sertãozinho, SP, Brazil. Another treatment also used Castor bean, but it was cut to control for a possible allelopathic effect of that species. The last treatment consisted of the traditional plantation of diversity species intercropped with fast-growth wide-canopy native tree species. The Castor beans were sown in 2x50 m strips, alternated with 0.75x50 m lanes to ensure space for the sunlight to reach planting rows, which contained mixtures of five fast-growing wide-canopy native tree species planted 2 m apart (1.5x50 m). In the treatments that included enrichment plantings, the 10 early-secondary species used were planted 3 meters apart lined under the canopy of castor bean. Two measurements of survival, height and crown area of planted seedlings were performed, as well as a series of evaluations of Castor bean seeds sowed and of the transient canopy they produced. The lots of Castor bean seeds used had different germination percentages and had their allelopathic effect verified in laboratory when they delayed the germination of lettuce seeds. In the field, castor bean sowing resulted in a high density of individuals with adequate height that, besides reducing the local air temperature, effectively contributed to control grasses. The analysis of the effects of castor bean canopies on pioneer species (planted in adjacent lines) and on early-secondary species (under the castor bean canopy) showed that: survival between the 4th and 8th months after planting was not affected; the mortality of secondary species was significantly lower under the castor bean canopy; and that both the height and the final crown area of both groups of species analyzed were significantly affected by the castor bean canopy, while greater values were observed under full sunlight in the traditional restoration plantations. The method of sowing Castor bean for the formation of a transient canopy allied with the plantations of native species was ecologically feasible and promising for controlling grasses and for reducing both mortality and the need for replanting enrichment species.

Keywords: Ecological restoration; Transitional canopies; *Ricinus communis*; Seedling planting; Forestry estruturation

4.1. Introdução

O controle de gramíneas, especialmente em pastagens abandonadas, é um grande desafio para a restauração ecológica tanto do ponto de vista ecológico quanto econômico (AIDE; CAVELIER, 1994; DURIGAN et al., 1998; HOLL et al., 2000; ZIMMERMAN et al., 2000; GRISCOM et al., 2005; GUNARATNE et al., 2011; MELI; DIRZO, 2013; ELGAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017; REZENDE; VIEIRA, 2019). As gramíneas exóticas e agressivas normalmente utilizadas nas pastagens competem ativamente com os indivíduos de espécies arbóreas introduzidos ou regenerantes por espaço, água, nutrientes e luz sobre e sob o solo (SUN; DICKSON, 1996; HOLL, 1999; CELIS; JOSE, 2011; GUNARATNE et al., 2011; MELI; DIRZO, 2013). Caso não sejam controladas, essas gramíneas hiperabundantes podem se tornar um filtro ecológico decisivo na sobrevivência e crescimento dos indivíduos introduzidos e/ou regenerantes dos projetos de restauração (HOLL et al., 2000; HOOPER et al., 2005; ELGAR et al., 2014; REZENDE; VIEIRA, 2019).

Os gastos relacionados ao controle das gramíneas, como insumos (herbicidas pré e pós-emergentes) e suas aplicações, estão entre os mais caros dentre o total de custos que compõem a implantação de um projeto de restauração (PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; FLÓRIDO, 2015; TNC, 2017). Isso porque normalmente as gramíneas devem ser controladas em várias fases, sendo a primeira previamente ao início do projeto com dessecação de toda a área a ser utilizada; e poucos meses após o plantio elas já se reestabelecem com elevada biomassa através de bancos de sementes densos e uniformes, fazendo-se necessárias aplicações sistemáticas tanto nas entrelinhas quanto nas linhas de plantios no transcorrer do projeto (PACTO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; FLÓRIDO, 2015).

Visando limitar o crescimento das gramíneas e a necessidade de gastos com aplicações de herbicidas, o grupo das espécies de recobrimento utilizadas nos plantios de restauração tem a importante função ecológica de crescer rápido e apresentar boa cobertura de copa, acelerando o fechamento do dossel e o sombreamento da área (NAVE; RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES, et al. 2011). As linhas de recobrimento, alternadas com as linhas de diversidade, compõem o modelo de plantio mais utilizado no Brasil recentemente (RODRIGUES et al., 2011).

Diante desse contexto tem se destacado no cenário da restauração ecológica o consórcio de espécies arbustivas ou herbáceas de ciclo mais curto semeadas nas entrelinhas com o objetivo de criar "dosséis transitórios" (VIEIRA et al., 2009; ISERNHAGEN et al., 2014). De forma similar ao que ocorre naturalmente no processo sucessional em campo, essas plantas podem auxiliar no controle de gramíneas ao crescerem rapidamente em altura e diâmetro de copa, sombreando as áreas adjacentes; melhorar o microclima local tipicamente estressante para indivíduos introduzidos ou regenerantes; servir como pontos de abrigo e descanso para a fauna e atrair dispersores caso produzam frutos carnosos; e até protegerem os indivíduos arbustivos-arbóreos de interesse na restauração contra geadas severas (VIEIRA et al., 1994; HOLL, 1998; HOLL, 2002; GÜNTER et al., 2009; ELGAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017; RORATO et al., 2017). Alguns estudos exploraram o uso de espécies leguminosas que, de forma adicional, desempenham a função de adubação verde atuando também como fixadoras de nitrogênio e melhorando a fertilidade do solo (GUERRA et al., 2007; BELTRAME; RODRIGUES, 2008; TEODORO et al., 2011; TIMOSSI et al., 2011; CASTRO, 2013; ISERNHAGEN et al., 2014; RECALDE et al., 2015). Outros utilizam espécies agrícolas que podem proporcionar algum retorno financeiro durante o processo de restauração, especialmente para pequenos e médios proprietários (CÉSAR et al., 2013; SILVA et al., 2015; SILVA 2019). O Estado de São Paulo inclusive, através da resolução SMA 08 (2008), legalizou a permissão do cultivo de adubação verde e culturas agrícolas de ciclo curto nas entrelinhas dos plantios de nativas. O uso dessa técnica atua como forma alternativa por não utilizar ou reduzir o uso de produtos químicos, especialmente próximo a corpos hídricos, tema esse bastante discutido na atualidade (FLÓRIDO, 2015).

Embora as interações entre as plantas possam variar entre espécies e no tempo, o uso integrado dessas espécies com as espécies arbóreas na restauração tem apresentado um resultado final positivo de facilitação (VIEIRA et al., 2009; ISERNHAGEN et al., 2014). Contudo, interações negativas também podem ocorrer, como por exemplo, a competição por água e nutrientes e a liberação de compostos alelopáticos (HIERRO; CALLAWAY, 2003; BORGES et al., 2007; CALLAWAY, 2007; SILVA et al., 2011; JASKI et al., 2017).

A espécie arbustiva popularmente denominada mamona (*Ricinus communis* L. - Euphorbiaceae), pode ser explorada em consórcio com plantio ou semeadura de espécies nativas para proporcionar boa parte dos benefícios apresentados anteriormente (SILVA et al., 2015). A espécie apresenta hábito arbustivo, rápido crescimento, boa cobertura de copa e tem um ciclo de vida curto (INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016). Além disso, ela já foi amplamente plantada no passado para a produção de óleo, inclusive no IZ, e pode ser explorada economicamente como fonte de renda alternativa (EMBRAPA, 2006). Por isso seu manejo em campo e processos de coleta, beneficiamento e venda de sementes estão bem estabelecidos. Assim como outras espécies herbáceas e arbustivas utilizadas em consórcios com nativas e agrícolas (MONQUEIRO et al., 2009; JASKI et al., 2017), a mamona também pode apresentar efeito alelopático (BORGES et al., 2007; SILVA et al., 2011). Além disso, a espécie não é nativa do Brasil (LORENZI et al., 2003). Contudo, Rodrigues (1999), estudando por quatro anos e meio uma área em restauração onde a mamona emergiu espontaneamente e foi mantida

até a sua senescência, observou que a espécie funcionou como uma pioneira de curto prazo e que não afetou a sobrevivência e crescimento das espécies nativas florestais.

Como se nota, o uso de diferentes espécies herbáceas e arbustivas tem sido cada vez mais explorado em plantios agrícolas e de restauração para obtenção de diversos benefícios. O uso da mamona apresenta um potencial promissor nas fases iniciais de projetos de restauração ecológica. Estudos que descrevam melhor o comportamento ecológico da espécie, bem como seus efeitos nas comunidades em construção em pastagens abandonadas, são necessários para aprimorar os métodos de restauração já empregados e, se possível, reduzir os custos a eles associados.

Portanto, o objetivo desse estudo foi verificar os efeitos de dosséis transitórios de mamona (*Ricinus communis* L.) no processo de estruturação florestal em pastagens. As hipóteses testadas foram que a presença dos dosséis de mamona em pastagens apresentou efeito positivo no controle de gramíneas e na sobrevivência e crescimento dos indivíduos introduzidos; e que os indivíduos de espécies pioneiras apresentariam maior sobrevivência e crescimento quando plantados entre as faixas de mamona previamente estabelecidas, ao passo que os indivíduos de espécies secundárias iniciais apresentariam maior sobrevivência quando plantados sob as faixas de mamona previamente estabelecidas e crescimento quando a mamona fosse cortada.

4.2. Material e Métodos

4.2.1. Tratamentos utilizados

O Capítulo 3 contempla os seis tratamentos que tiveram os solos gradeados para a tentativa de Implantação 2 ainda em 2016 (Figuras 3 e 5). De forma geral os tratamentos são faixas de semeadura de mamona adulta – Implantação 3 em 2016 (com e sem enriquecimento com plantio de espécies secundárias iniciais) e semeadura de mamona – Implantação 4 em 2017 (com e sem enriquecimento também) intercaladas com plantio de mudas de espécies pioneiras (T7-T10). Os plantios de mudas foram realizados somente na Implantação 4 em novembro de 2017, sendo aproveitadas da Implantação 3 (dezembro de 2016) somente as mamonas adultas cuja semeadura apresentou resultado satisfatório (Figura 3). No tratamento 11 a mamona adulta foi cortada para se observar o possível efeito alelopático de sua biomassa em decomposição nos indivíduos plantados. No tratamento 12 realizou-se um plantio convencional de recobrimento e diversidade sem semeadura de mamona para efeito de comparação (Figura 35).

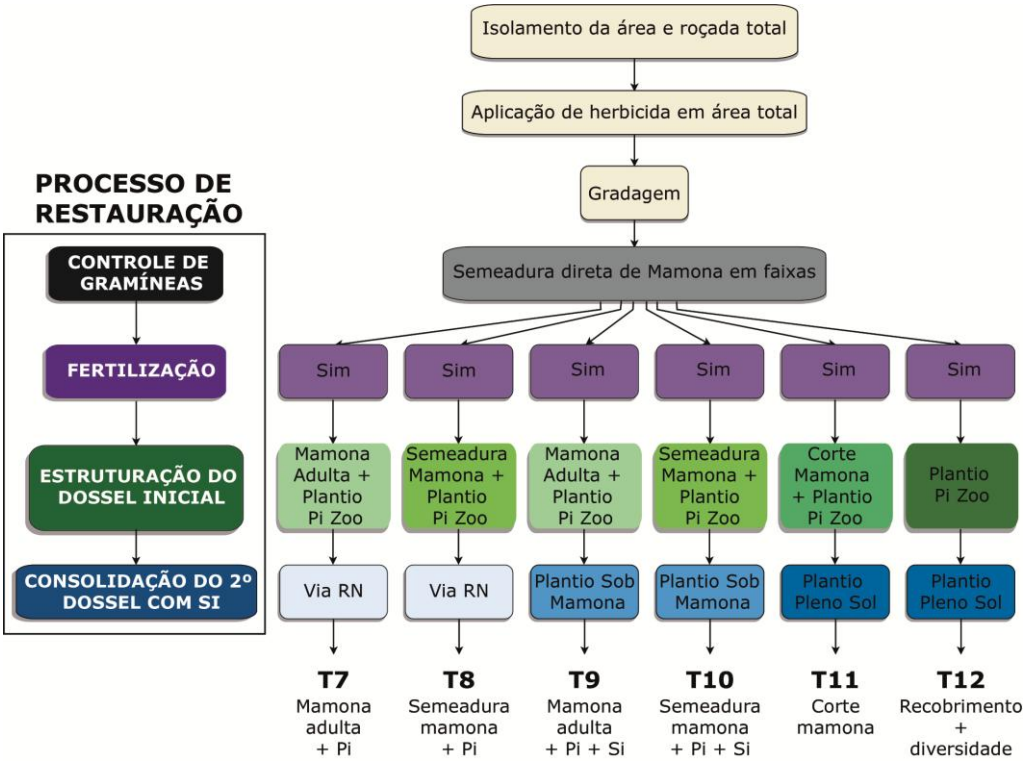

Figura 35. Tratamentos utilizados no Capítulo 3 no estudo do uso de dosséis transitórios de mamona associado ao plantio de mudas em pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP, entre 2016-2018 (RN = regeneração natural, Pi = pioneiras, Si = secundárias iniciais).

Nas parcelas com semeadura direta de mamona (T7-T11) foram estabelecidos três tipos de faixas: duas faixas de plantio de espécies pioneiras nativas com espaçamento de 2,0 m entre plantas para estruturar o dossel florestal definitivo (1,5 x 50 m cada faixa), quatro faixas de bordadura para evitar o sombreamento das espécies pioneiras plantadas (0,75 x 50 m cada) e três faixas de semeadura direta de mamona com o intuito de formar um dossel transitório (2,0 x 50 m cada faixa), que também recebeu o plantio de espécies secundárias iniciais a cada 3,0 m no caso dos tratamentos que foram enriquecidos (Figura 36).

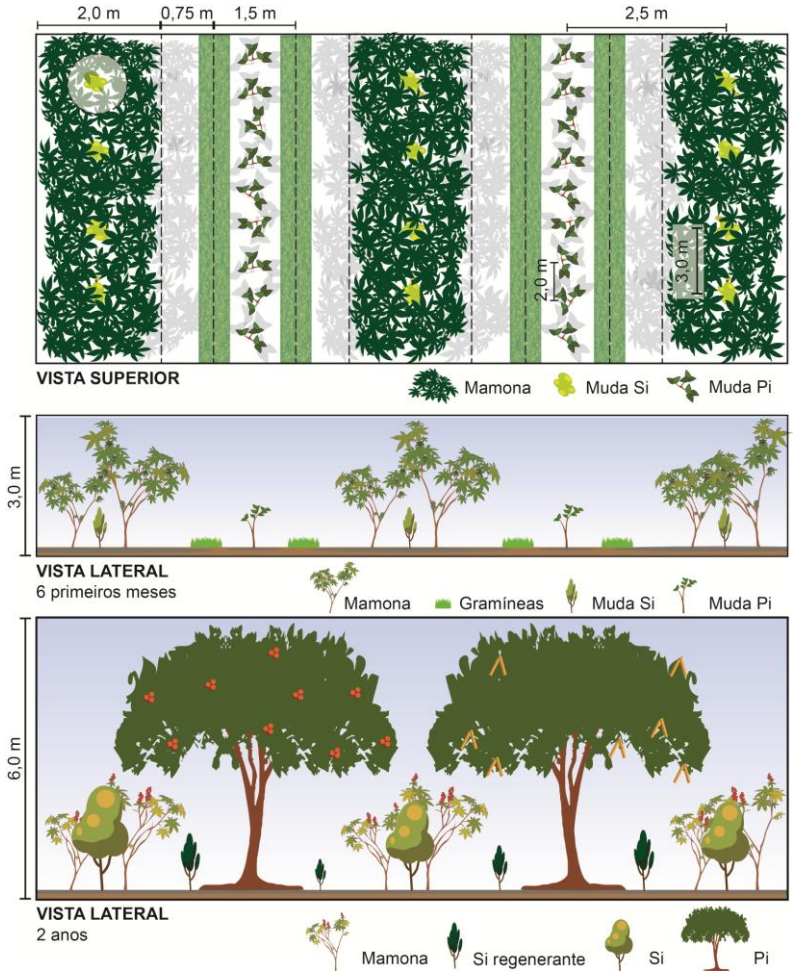

Figura 36. Faixas de semeadura de mamona e plantio de espécies nativas pioneiras (em linha a pleno sol) e secundárias iniciais (sob o dossel de mamona) e perfil de crescimento esperado para os primeiros seis meses e dois anos pós-semeadura com estabelecimento do dossel definitivo pelas pioneiras e sombreamento da mamona.

As cinco espécies pioneiras utilizadas nos plantios dos tratamentos T7-T11, intercaladas com as faixas de mamona, são apresentadas no ANEXO I com algumas informações ecológicas. Todas as espécies apresentam rápido crescimento e abertura de copa, estruturando o dossel florestal que irá ultrapassar o dossel transitório das mamonas e suprimi-las. Somente a espécie *C. floribundus* não produz frutos carnosos que podem atrair fauna dispersora.

A mamona utilizada no experimento (variedade IAC 2028) tem hábito arbustivo, apresenta rápido crescimento, boa cobertura de copa e tem um ciclo de vida curto (EMBRAPA, 2006; INSTITUTO HORUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; IAC, 2017). Objetivou-se com o seu uso formar pequenos bosques em faixas com uma cobertura de curto prazo para: a) controlar as gramíneas; b) favorecer a chuva de sementes e o estabelecimento de regenerantes tanto entre quanto sob as faixas; e por fim melhorar a sobrevivência e crescimento dos indivíduos plantados de espécies pioneiras entre faixas e secundárias iniciais sob faixas. A espécie ocorre espontaneamente em vários locais do IZ na qual foram visitados pequenos bosques com apenas seis meses de idade já produzindo sombreamento; tendo a densidade de indivíduos tomada como referência para ser empregada no estudo.

Detalhes do preparo da área, semeadura de mamona e plantio das mudas foram apresentados no ANEXO A e Figura 37. Foram semeadas 43.750 sementes.ha^{-1} de mamona com expectativa de estabelecimento de 20.000 ind.ha^{-1}. Elas foram distribuídas em quatro grupos de cinco sementes nas bordas e um grupo central com

quinze sementes para estimular a competição por luz e gerar um efeito "piramidal" nas copas formadas. Desta forma o controle das gramíneas poderia ser realizado tanto sob as copas das mamonas quanto na projeção da sombra de suas copas, nas faixas de 0,75 m mantidas entre as mamonas e a faixa de plantio das espécies pioneiras. O objetivo dessas faixas foi garantir a entrada de luz suficiente para o crescimento adequado das espécies pioneiras. Conforme será apresentado nos resultados, a semeadura de mamona realizada dezembro de 2016 proporcionou a formação dos dosséis almejados, sendo essas mamonas previamente estabelecidas utilizadas em T7, T9 e para serem cortadas no T11. Portanto, quando as parcelas T8 e T10 foram semeadas novamente em novembro de 2017, as mamonas dos tratamentos 7 e 9 já estavam com 11 meses de idade. Nas parcelas T8, T10 e T12 tentou-se semear assa-peixe (*V. polyanthes*) com insucesso na Implantação 3 em dezembro de 2016 (Figura 3).

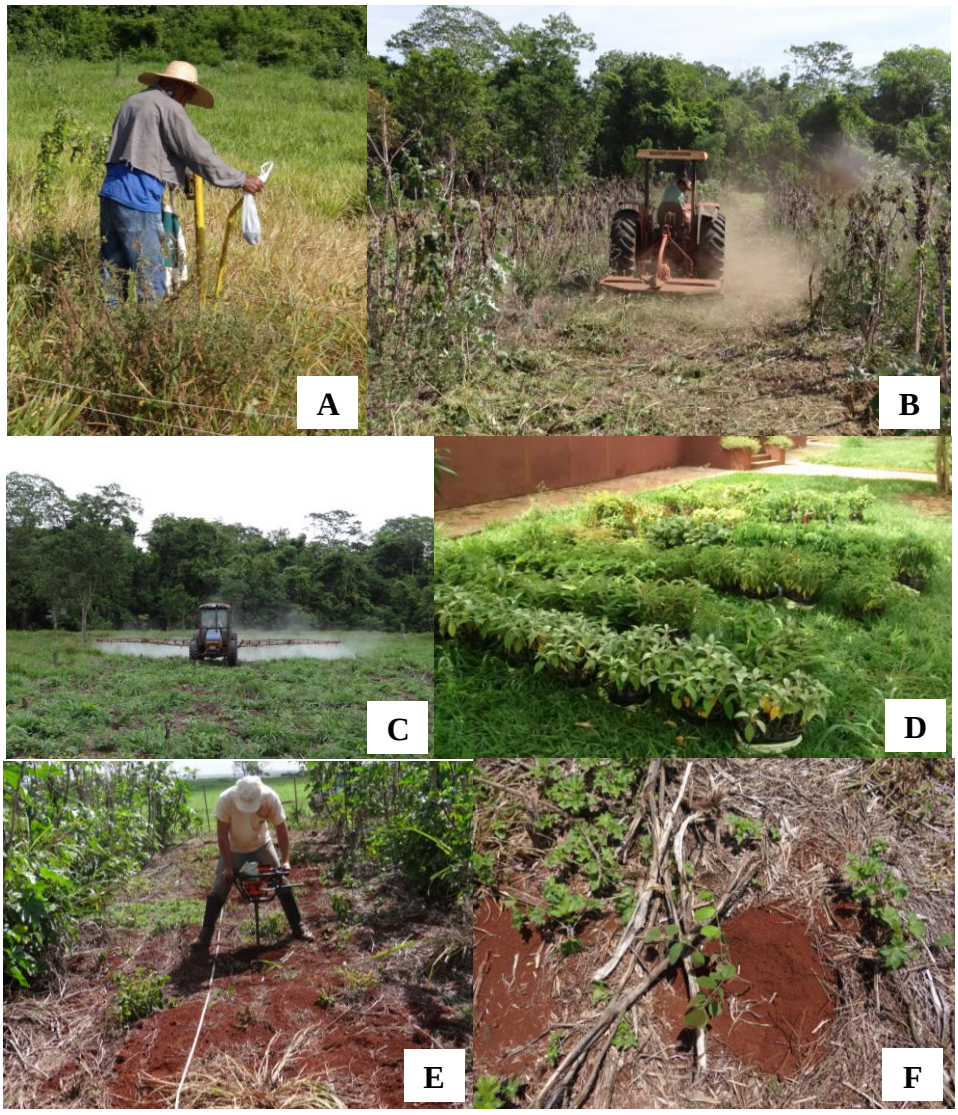

Figura 37. Semeadura direta de mamona com plantadeira em área com braquiária dessecada (A). Roçada de limpeza entre faixas de mamona adulta do T7, T9 e T11 (A) Aplicação de herbicida em área total em T8, T10 e T12 (C). Mudas de espécies florestais nativas em viveiro de espera no IZ (D). Abertura de berço entre faixas de mamona adulta com motocoveadeira (E). Muda de *Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth. plantada e fertilizada sobre palhada de mamona cortada em T11 (F). Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2017).

No enriquecimento sob mamona nos tratamentos T9, T10 e T11 foram utilizadas dez espécies secundárias iniciais também apresentadas e caracterizadas no ANEXO I. Por fim, no T12 foram utilizadas dez

espécies típicas de recobrimento (três delas também utilizadas como pioneiras em T7-T11), e 10 de diversidade, diferenciando-se o segundo grupo em cinco secundárias iniciais (também utilizadas em T9-T11) e cinco clímaces (ANEXO I). A densidade de indivíduos dos tratamentos com somente plantio de espécies pioneiras (T7 e T8) foi 833 ind.ha^{-1}. Nos tratamentos com dossel de mamona em que houve enriquecimento (T9 e T10) e onde a mamona foi cortada (T11) a densidade de indivíduos, mesmo que em espaçamentos distintos, permaneceu com 1.666 ind.ha^{-1} como no T12 com plantio convencional de recobrimento e diversidade.

Como a área ficou quase um ano sem intervenção (dezembro de 2016 a novembro de 2017) as faixas de plantio de pioneiras entre mamonas adultas de T7, T9 e T11 necessitaram ser roçadas e receber aplicação manual de herbicida; em seguida foram roçadas as mamonas do tratamento com corte de mamona (T11). Já as parcelas dos tratamentos T8, T10 e T12 foram roçadas e receberam aplicação de herbicida em área total com trator. As duas aplicações de herbicida realizadas nas áreas com mamona ao longo dos mais de três anos de experimento não comprometeram o banco de sementes da braquiária a ponto de interferir na avaliação de sua cobertura como será descrito a seguir. As semeaduras de mamona e plantio de mudas foram realizadas no final do ano para serem beneficiados pelos maiores índices pluviométricos na região (Figura 1). Necessitou-se realizar uma operação de coroamento das mudas de espécies pioneiras entre as faixas de mamona cerca de quatro meses depois que foi realizado o plantio, tanto nas mamonas adultas já estabelecidas (T7 e T8), quanto nas que foram semeadas (T9 e T10) e onde a mamona foi cortada (T11); padronizando-se a operação em todas as mudas também no T12.

4.2.2. Coleta de dados

No Capítulo 3, além das variáveis biométricas utilizadas nos capítulos anteriores para avaliação da mortalidade, sobrevivência e crescimento dos indivíduos plantados, também foram medidas a cobertura das mamonas e gramíneas e de forma complementar o número de indivíduos estabelecidos e crescimento em altura das mamonas, o efeito delas na temperatura do ar e o efeito alelopático da mamona na germinação de sementes de alface em laboratório. A caracterização do desenvolvimento das mamonas foi realizada para relacionar com a cobertura das gramíneas e a medição da temperatura do ar foi útil para explicar os resultados de sobrevivência dos indivíduos plantados diante dos efeitos dos dosséis transitórios no microclima local. O resultado do efeito alelopático da mamona em sementes de alface pôde ser relacionado com a germinação das espécies nativas sob o dossel transitório de mamona. Os indivíduos regenerantes foram mantidos nas áreas, mas não foram avaliados no Capítulo 3.

Para avaliar a cobertura das gramíneas e das mamonas e o número de indivíduos e altura das mamonas foi utilizado um arco plástico com área de 1 m², sendo as avaliações realizadas ao mesmo tempo. O arco foi lançado conforme sorteios (0-50 m), uma vez em duas faixas de mamona nas duas parcelas com semeadura de mamona de cada bloco – N = 16 m². As avaliações ocorreram com 70, 150 e 220 dias pós semeio, ou seja, com 2,3, 5 e 7,3 meses. Somente com 70 dias foram feitas duas avaliações extras, sendo uma somente em relação à estrutura (número de indivíduos e altura) das mamonas semeadas em 2016 (mamona adulta – 14 meses); e a outra quanto à presença de mamonas na linha de plantio de espécies pioneiras seguindo o mesmo procedimento descrito anteriormente. A avaliação da estrutura das mamonas adultas foi realizada para se ter o registro comparativo entre remessas de mamonas semeadas. A avaliação do número de indivíduos nas linhas de plantio das mamonas adultas e semeadura mamona foram feitas para se verificar a presença de indivíduos estabelecidos a partir dos bancos de sementes produzidos pela mamona adulta e/ou dos bancos do próprio IZ. Devido à realização do coroamento na linha de plantio não foi possível mais avaliar a regeneração da mamona. Nas duas avaliações subsequentes (150 e 220 dias) e

mamona foi avaliada somente sob as faixas nos tratamentos com semeadura de mamona em 2017 (Implantação 4 – Figura 3). As porcentagens de cobertura de gramíneas foram estabelecidas a partir das seguintes classes: 0, <5, 25, 50, 75 e 100%. Os indivíduos de mamona estabelecidos foram contados e tiveram a altura média medida com auxílio de uma trena e classificada (0-0,5; 0,5-1,0; 1,0-1,5; 1,5-2,0; 2,0-2,5 m) e a porcentagem de cobertura de copa estimada (0, 25, 50, 75 e 100% - Figura 38).

Figura 38. Arco plástico utilizado para avaliar a quantidade de indivíduos, altura e cobertura da mamona e cobertura de gramíneas no Capítulo 3 do experimento de restauração de pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2018).

O potencial de germinação das mamonas utilizadas nas semeaduras de 2016 e 2017 foi testado previamente em laboratório em condições controladas de temperatura (20-35°C), luz (escuro – 12 h e claro – 12 h) e umidade em câmara germinadora, com avaliações semanais por sete semanas. Foram utilizadas 25 sementes em cada uma das quatro (2016) ou oito (2017) repetições, colocadas sob papel de filtro umedecido sob camada fina de vermiculita, para então serem acondicionadas em gerbox transparentes e levadas à germinadora (BRANCALION et al., 2010; BRASIL, 2009). O mesmo procedimento foi adotado para verificação do possível efeito alelopático da mamona em sementes de alface (*Lactuca sativa* L.). Foram utilizados extratos de folhas secas e frescas (N = 75 sementes) e raízes (N = 100 sementes) de mamonas maceradas nas concentrações de 1, 5 e 10 gramas diluídos em 100 ml de água pura, além do controle.

O plantio das mudas (Implantação 4 – Figura 2) foi realizado em novembro de 2017, mas a primeira avaliação dos indivíduos plantados só pôde ser realizada em abril de 2018 devido ao atraso sofrido no replantio pela falta de mudas nos viveiros da região. Desta forma, a avaliação inicial foi em abril e a final em agosto de 2018.

O efeito do dossel transitório de mamonas na temperatura do ar foi avaliado com termômetros de máxima e mínima sob (N = 3) e entre faixas de mamona (N=3) e nas entrelinhas de plantio do tratamento Recobrimento+Diversidade (N=3) em 2 blocos do estudo (Figura 39). As medições foram feitas em três horários (08:00, 13:00 e 17:30) e em três épocas (abril – outono, julho – inverno e outubro de 2018 – primavera), por três dias consecutivos, com os equipamentos instalados a aproximadamente 50 cm do solo. No total foram tomadas 9 medições de temperatura máxima e mínima para cada local (sob e entre faixas de mamona e no plantio de recobrimento e diversidade), por horário para cada estação, totalizando 486 medições considerando máxima e mínima. Em cada medição foi registrado o valor de temperatura máxima e mínima.

Figura 39. Termômetro de máxima e mínima instalado sob faixa de mamona para avaliação da temperatura do ar durante a estação seca no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (2018).

4.2.3. Análise dos dados

As faixas de mamonas foram caracterizadas através de análises descritivas para classes de altura (0-0,5; 0,5-1,0; 1,0-1,5; 1,5-2,0; 2,0-2,5 m) para a avaliação única da mamona adulta e as três avaliações da semeadura mamona; e para temperaturas médias máximas e mínimas em três estações (outono, inverno e primavera), três ambientes (sob mamona, entre mamona e no tratamento Recobrimento+diversidade) e em três horários (8:00; 13:00 e 17:30). Para analisar a cobertura das mamonas e gramíneas em cada avaliação (2,3; 5 e 7,3 meses) foi utilizado o coeficiente de correlação não paramétrico tau de Kendall. No caso dos percentuais de cobertura de gramínea as classes 5 e 25% foram juntadas para igualar com mamona (0, 25, 50 75 e 100%). O percentual de ocorrências de indivíduos de mamona conforme o número de amostras que ocorreram por parcela e bloco foi apresentado em forma de tabela.

As variáveis restantes foram analisadas de forma similar aos Capítulos 1 e 2, ou seja, através de Modelos lineares generalizados de efeitos mistos (porcentagem de germinação dos lotes de sementes de mamona; número de indivíduos de mamona estabelecidos por avaliação; efeito alelopático da mamona em sementes de alface; e efeito do dossel de mamonas no percentual de sobrevivência e mortalidade dos indivíduos plantados por grupo ecológico – dados discretos) e Modelos lineares de efeito misto (altura e área de copa médias finais por grupo ecológico dos indivíduos plantados – dados contínuos).

Para a variável percentual de germinação dos lotes de sementes de mamonas as variáveis fixas utilizadas foram lote e tempo; para o número de indivíduos de mamona a variável tempo; para a análise do efeito alelopático da mamona utilizou-se concentração, tempo e extrato; e para o efeito da mamona nos percentuais de sobrevivência e mortalidade dos indivíduos plantados por grupo ecológico as variáveis fixas foram grupo ecológico e tratamentos. Para as variáveis mencionadas a família de distribuição utilizada foi binomial.

Em relação às análises com modelos lineares de efeito misto a altura e área de copa médias finais por grupo ecológico tiveram como variáveis fixas tratamento e grupo ecológico. Para ambas as variáveis analisadas a família de distribuição utilizada foi Poisson.

Para todas as variáveis analisadas, quando necessário, foram feitas comparações de médias utilizando lsmeans com intervalo de confiança de 95%. Para essas mesmas variáveis foram construídos intervalos com valores máximos e mínimos a partir das médias de 1.000 aleatorizações pela função bootstrap para a construção dos gráficos. O software utilizado foi o R versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2008).

Os tratamentos com mamona adulta semeada em 2016 (T7 – Mamona adulta+Pi e T9 – Mamona adulta+Pi+Si) e com nova semeadura de mamona feita em 2017 (T8 - Semeadura mamona+Pi e T10 - Semeadura mamona+Pi+Si) foram agrupados para facilitar a apresentação dos resultados por ambientes juntamente com os tratamentos Corte mamona e Recobrimento+diversidade. Os efeitos "sob e entre faixas de mamona" foram avaliados após a separação das espécies por grupos ecológicos, uma vez que as pioneiras só foram plantadas entre as faixas de mamona e as secundárias inicias sob as faixas. Para a separação dos grupos ecológicos foram utilizadas as espécies pioneiras *Solanum granulosoleprosum*, *Croton floribundus* e *Trema micrantha* e as secundárias iniciais *Piptadenia gonoacantha*, *Ceiba speciosa*, *Ficus guaranitica*, *Colubrina glandulosa* e *Luehea divaricata* que estiveram presentes nos quatro tratamentos analisados (Mamona adulta, Semeadura mamona, Corte mamona e Recobrimento+diversidade). Previamente foram realizadas análises considerando o número total de espécies e verificou-se que as oito escolhidas representavam de forma muito similar o efeito das mamonas verificado para o total de espécies e, portanto, os resultados não precisariam ser apresentados em duplicidade (geral para todas as espécies e por grupo ecológico).

4.3. Resultados

4.3.1. Caracterização da mamona (*Ricinus communis* L.) para uso em restauração

O lote de sementes de mamonas adquirido em 2016 apresentou germinação maior e significativamente diferente do lote de 2017 (p=0.002 – Figura 40), apesar da interação entre germinação e tempo para ambos os lotes ter sido similar e com diferença marginalmente significativa (p=0.046), ou seja, os lotes apresentaram taxas de germinação semelhantes.

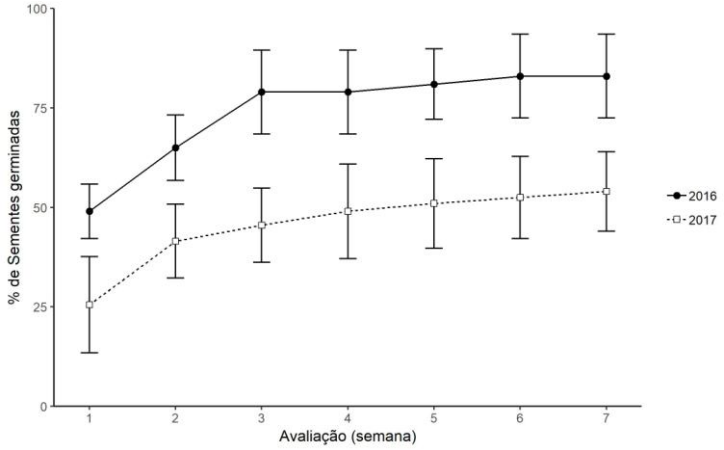

Figura 40. Porcentagem de sementes de mamona germinadas em laboratório dos lotes do IAC de 2016 (Implantação 3) e 2017 (Implantação 4) utilizados no experimento com uso da espécie para formação de dosséis transitórios em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (N = 100 sementes para 2016 e N = 200 sementes para 2017). As barras representam o desvio padrão.

A avaliação do número de indivíduos estabelecidos de mamonas que será apresentada a seguir (Figura 41) não considerou a frequência dos locais onde não se estabeleceu a mamona, ou seja, o número de pontos amostrados (1 m²), repetições (parcelas dentro de um mesmo bloco) e blocos que não tiveram registro de mamona. Por isso é apresentada a tabela 9 que apresenta um diagnóstico geral do estabelecimento da mamona. Entre os pontos com 1 m² amostrados com presença de mamona verifica-se que a semeadura de 2017 (Semeadura mamona) teve registro inicial de indivíduos (8/02/2018) em 81% dos pontos amostrados, em 88% das repetições e nos quatro blocos (Tabela 9). A distribuição da mamona semeada em 2016 apresentou-se muito similar, mesmo com elas já com 14 meses de idade (75% por ponto, 88% por repetição e 100% dos blocos). À medida que as mamonas da semeadura de 2017 ficaram mais velhas verificou-se uma redução no número de pontos que ocorreram (69%), mas um aumento em relação às repetições amostradas (100%), caindo novamente para 88% na última medição. De forma geral, para os dois anos semeados o estabelecimento inicial das mamonas foi registrado em cerca de 80% dos pontos amostrados, em 90% das repetições de todos os blocos utilizados no estudo.

É possível verificar também que fora da faixa de mamona (na linha de plantio), houve presença de mamonas registradas tanto em 2017 (31%), quanto em 2016 (19%), ambas em 38% das repetições e na metade dos blocos do estudo.

Tabela 9. Frequências de ocorrências de mamonas adultas (14 meses) e semeadura mamona (semeadura de 2017), para todas as amostras (1 m²), repetições e blocos do estudo utilizando da espécie para formação de dosséis transitórios em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

Local	Avaliação	Data	Idade (meses)	Pontos de 1 m² com presença de mamona [a]	Repetições com estabelecimento[b]	Blocos com estabelecimento[c]
Mamona Adulta - Faixa de mamona	1	8/2/18	14	75%	88%	100%
Mamona Adulta - Linha de plantio	1	8/2/18	14	19%	38%	50%
Semeadura mamona - Faixa de mamona	1	8/2/18	2,3	81%	88%	100%
Semeadura mamona - Linha de plantio	1	8/2/18	2,3	31%	38%	50%
Semeadura mamona- Faixa de mamona	2	21/4/18	5	69%	100%	100%
Semeadura mamona - Faixa de mamona	3	28/6/18	7,3	69%	88%	100%

[a] N = 16 pontos de 1 m²; [b] N = 8 repetições (parcelas); [c] N = 4 blocos

O número de indivíduos estabelecidos a partir da semeadura de mamona não diferiu estatisticamente no tempo ($p=0.2817$ para diferença entre modelo nulo e modelo com fator tempo). O número médio de indivíduos estabelecidos nas faixas de mamona semeadas em 2017 (semeadura mamona) foi de 6,6 ind.m^{-2} considerando as três avaliações (Figura 41). Sob as faixas de mamona a média de indivíduos estabelecidos por metro quadrado na semeadura de 2016 (mamona adulta - 14 meses pós-semeadura), foi de 14,9 ind.m^{-2}. Na avaliação de 08/02/2018 foram registrados, em média, 5 ind.m^{-2} regenerantes de mamona também na linha de plantio de mudas para as duas semeaduras realizadas, ou seja, fora das faixas de mamonas.

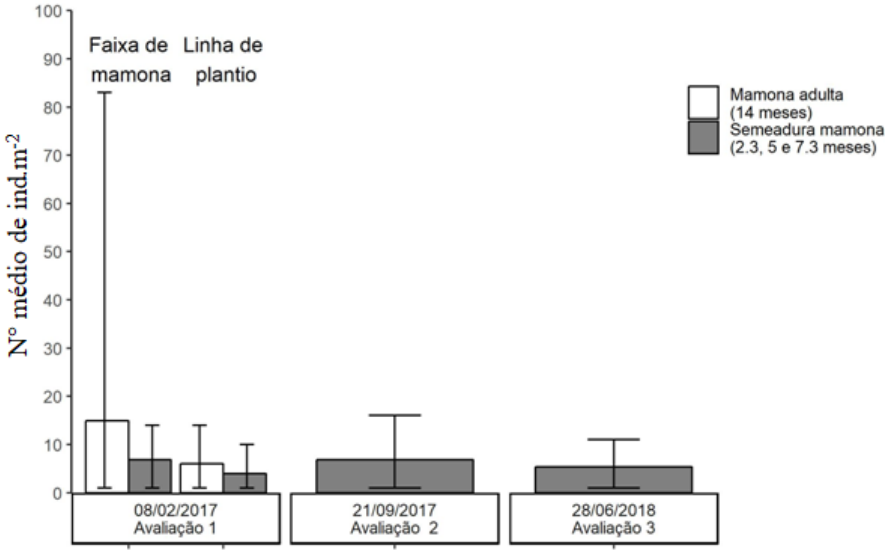

Figura 41. Número médio de indivíduos de mamona estabelecidos em campo (m²) para mamona adulta (14 meses) e semeadura mamona (2,3; 5 e 7,3 meses) para formação de dosséis transitórios em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. Somente para a avaliação 1 também foram contados os indivíduos nas linhas de plantio. (N=16 por época de semeadura e avaliação). As colunas representam os valores médios e as barras os valores mínimos e máximos.

Cerca de 70% das mamonas da "semeadura mamona" (2017), apresentaram entre 0,5-1,0 m nas três avaliações realizadas, sendo que com cinco meses um pouco mais de 25% das amostras pertenceram à faixa de 1,0-1,5 m e já na estação seca (7,3 meses) começaram a ter a altura reduzida (Figura 42 e 44 - A). Verifica-se que as mamonas mais velhas semeadas em 2016 (mamona adulta) apresentaram mais da metade das amostras pertencendo às classes entre 1,0-2,5 m, mesmo após 14 meses (Figura 42 e 44 - B e C).

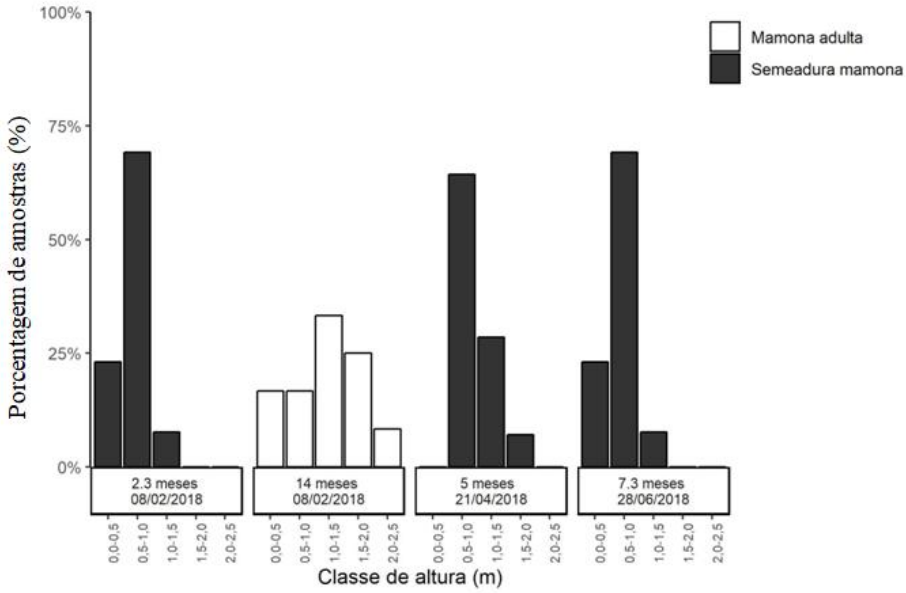

Figura 42. Proporção das amostras por classe de altura das mamonas adultas (12 meses) e semeadura mamona (2,3; 5 e 7,3 meses) para formação de dosséis transitórios em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. (N=16 por época de avaliação).

A cobertura criada pelos dosséis transitórios de mamona da semeadura de 2017 não apresentou efeito estatisticamente significativo na cobertura da gramínea para nenhum dos três tempos analisados (para 2,3 meses

p=0.950; 5 meses p=0.803 e 7,3 meses p=0.222). Entretanto é possível verificar uma correlação de maiores percentuais das amostras pertencentes às classes de maior cobertura da mamona (50, 75 e 100%), especialmente aos 2,3 e 5 meses, presentes sobre as menores classes de cobertura pelas gramíneas (0 e 25%) e de redução desse efeito ao longo dos meses avaliados diante da chegada da estação seca (Figura 43). Para reforçar o resultado do efeito são apresentadas imagens da estrutura dos dosséis transitórios produzidos a partir da semeadura da mamona no ano de 2016 (mamona adulta), com 3 e 15 meses de idade (Figura 44 – B e C).

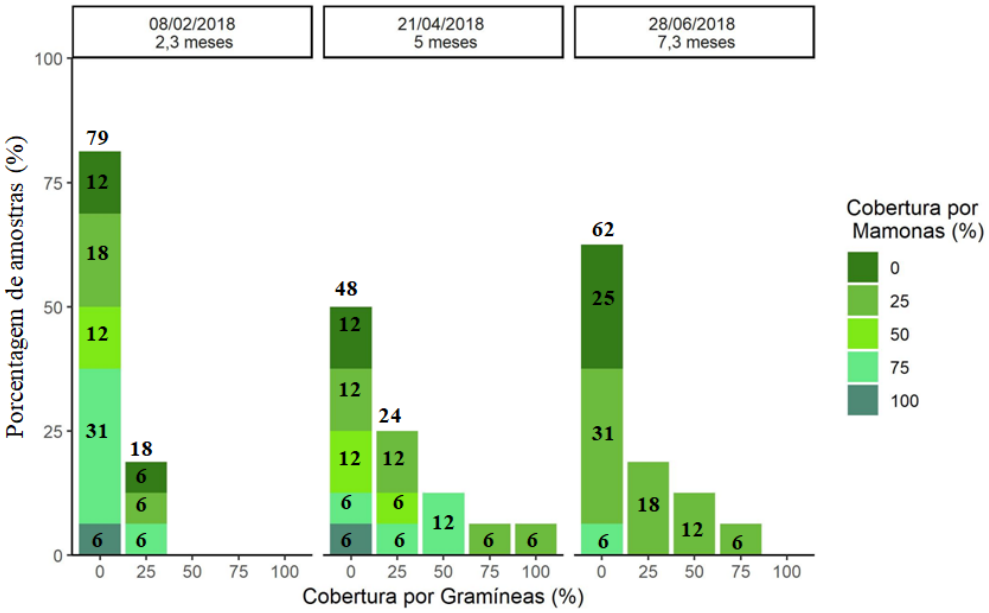

Figura 43. Porcentagem de amostras conforme percentual de cobertura (0, 25, 50, 75 e 100%) por mamona semeada em 2017 (Semeadura mamona) e por gramínea (0, 25, 50, 75 e 100%) nos dosséis transitórios formados a partir da semeadura de mamona em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. (N=16 por avaliação para mamona e para gramínea).

Figura 44. Altura e cobertura média das faixas de mamona entre 0,5-1,0 m semeadas em 2017 – Semeadura mamona (A). Alturas e coberturas médias da "Mamona adulta" (2016) entre 1,5-2,0 m com 3 (B) e 15 meses (C), com detalhe para as baixas infestações de gramíneas entre faixas de mamona. Estudo realizado no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP (Imagem A e C de 2018 e B de 2017).

A avaliação da temperatura do ar sob e entre faixas de mamonas e nas entrelinhas dos plantios de recobrimento e diversidade (pleno sol), apresentou efeito positivo dos transitórios de mamonas na amenização da temperatura do ar pelos dosséis (Figura 45). De forma geral, no outono e na primavera as maiores temperaturas médias máximas e mínimas foram registradas nos plantios de recobrimento e diversidade a pleno sol. Verificou-se uma tendência de resposta de na condição sob faixa de mamona apresentar menores valores médios para máximas e mínimas, principalmente nos horários medidos com maior calor (13:00 e 17:30). Em média, no outono e na primavera as medições sob e entre faixas de mamona apresentaram-se entre 1 e 4° C menores que a pleno sol (Recobrimento+diversidade), nos horários de maior estresse. Já no inverno, nas horas mais quentes (13:00 e 17:30), foram verificadas sob as faixas de mamona maiores temperaturas médias máximas e para as temperaturas médias mínimas as medições nos horários de menores temperaturas (8:00 e 17:30) foram feitas na condição sob mamona; às 13:00 foi registrada a maior temperatura média mínima também sob as faixas de mamona.

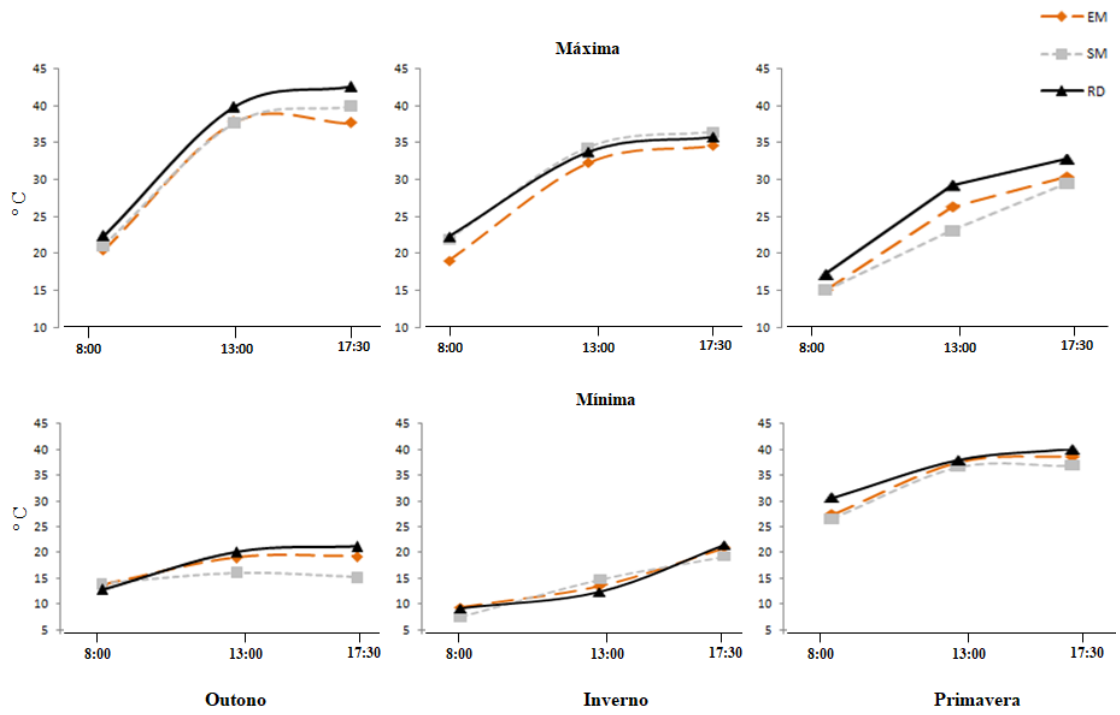

Figura 45. Registros médios de temperaturas máximas e mínimas do ar a 50 cm do solo para três horários (8:00, 13:00 e 17:30) durante três estações (outono, inverno e primavera). EM = entre faixas de mamona, SM = sob faixas de mamonas e RD = recobrimento e diversidade. N= 9 medições por horário, local e época do ano. Estudo realizado no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP.

Na avaliação do efeito alelopático da mamona na germinação de sementes de alface foi encontrado efeito significativo para os extratos de folha fresca para concentração, tempo e interação entre os dois fatores (respectivamente $p<0.001$; $p=0.030$ e $p<0.001$ - Figura 46 e Figura 47 - superior). Já para folha seca os resultados apresentaram-se significativos apenas para concentração ($p<0.001$) e a interação entre concentração e tempo ($p<0.001$), mas não para o fator tempo ($p=0.578$ - Figura 46 e Figura 47 - inferior). Para o extrato de raiz não houve diferença estatística com o tratamento controle em relação à concentração e tempo (respectivamente $p=0.905$ e $p>0.05$ – Figura 46).

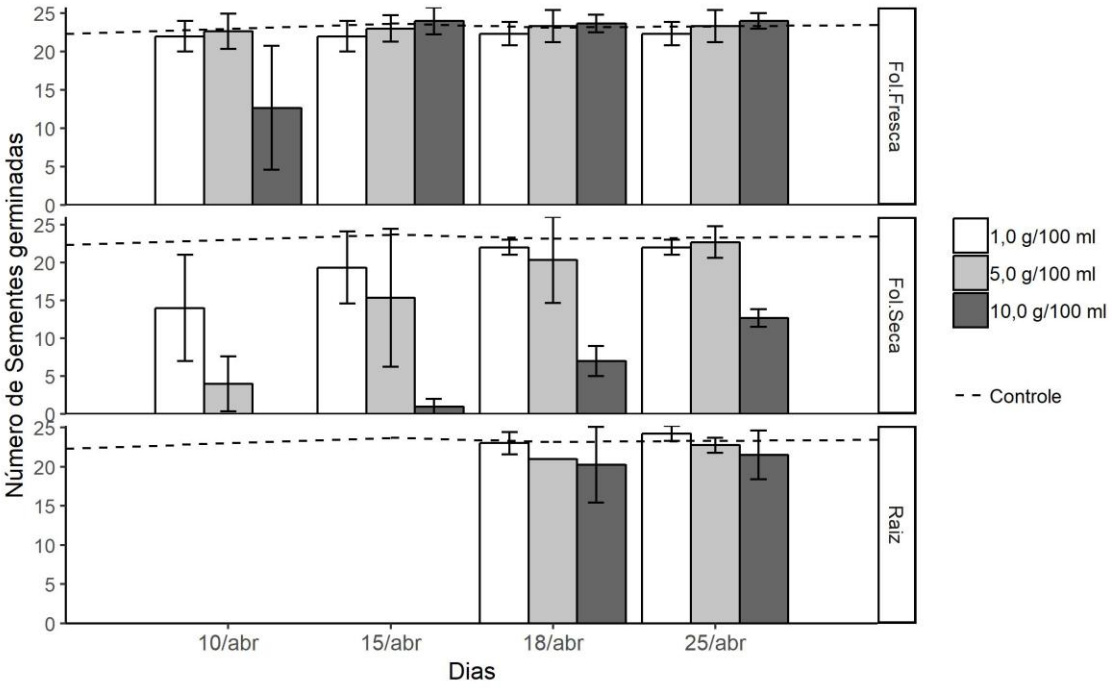

Figura 46. Número de sementes de alface germinadas em laboratório conforme o extrato (folha fresca, folha seca e raiz) e concentração (0 – controle; 1; 5 e 10 g/100 ml de água) de mamona. As colunas representam os valores médios e as barras o desvio padrão. N = 75 sementes para extrato de folha fresca e seca e 100 para raiz. As colunas representam os valores médios e as barras os desvios padrões.

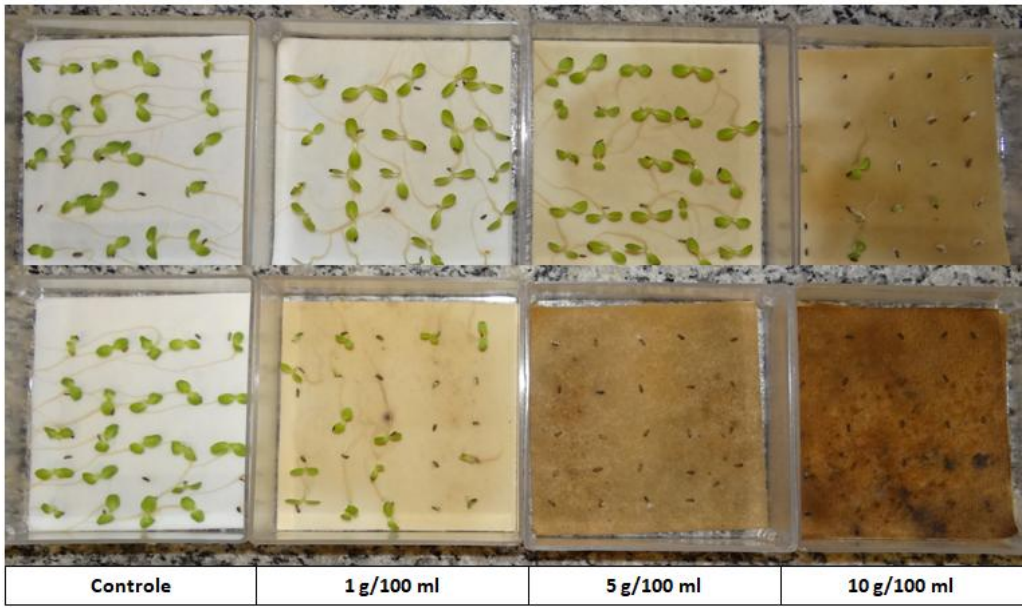

Figura 47. Resultado dos testes de germinação com sete dias de implantação, utilizando sementes de alface em extratos de folha fresca (superior) e folha seca (inferior) de mamona nas concentrações 0 - controle, 1, 5, e 10 gramas de material triturado diluído em 100 ml de água. ESALQ/USP (2017).

4.3.2. Efeito dos dosséis transitórios nos plantios de espécies nativas

- Em relação à sobrevivência

A análise da sobrevivência dos indivíduos plantados por grupo ecológico (Pi = *S. granulosoleprosum*, *C. floribundus* e *T. micrantha*; Si = *P. gonoacantha*, *C. speciosa*, *F. guaranitica*, *C. glandulosa* e *L. divaricata*) entre as duas avaliações realizadas verificou que houve diferença estatística significativa somente para grupo ecológico (p=0.023), mas não para tratamentos e a interação entre eles (p>0,05 para ambos – Figura 48). As pioneiras apresentaram maior sobrevivência que as secundáriais iniciais diante do lsmeans realizado.

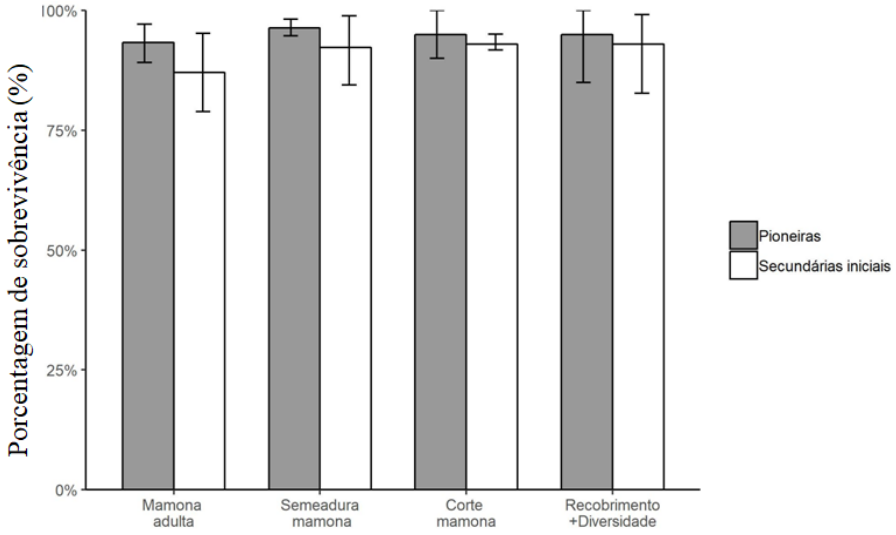

Figura 48. Porcentagem de sobrevivência de indivíduos plantados por tratamento considerando os grupos de espécies pioneiras e secundárias iniciais entre as avaliações realizadas (8 meses e 4 meses) no experimento com dosséis transitórios formados a partir da semeadura de mamona em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. As colunas representam os valores médios e as barras os intervalos de confiança a 95% a partir de valores mínimos e máximos de 1.000 aletatorizações.

- Em relação à mortalidade inicial - 50 dias

A análise em relação à mortalidade inicial avaliada aos 50 dias para as espécies selecionadas para os grupos ecológicos das pioneiras e secundárias iniciais demonstrou resultado significativo para grupo ecológico (p<0.001) e para a interação entre grupo ecológico e tratamentos (p=0.014), mas não para somente tratamento (p=0.065 – Figura 49). A mortalidade das espécies pioneiras não diferiu entre tratamentos, mas para as secundárias iniciais o tratamento Mamona adulta apresentou menor mortalidade e diferiu do Semeadura mamona e Recobrimento+diversidade, que por sua vez não diferiram do tratamento que a mamona foi cortada.

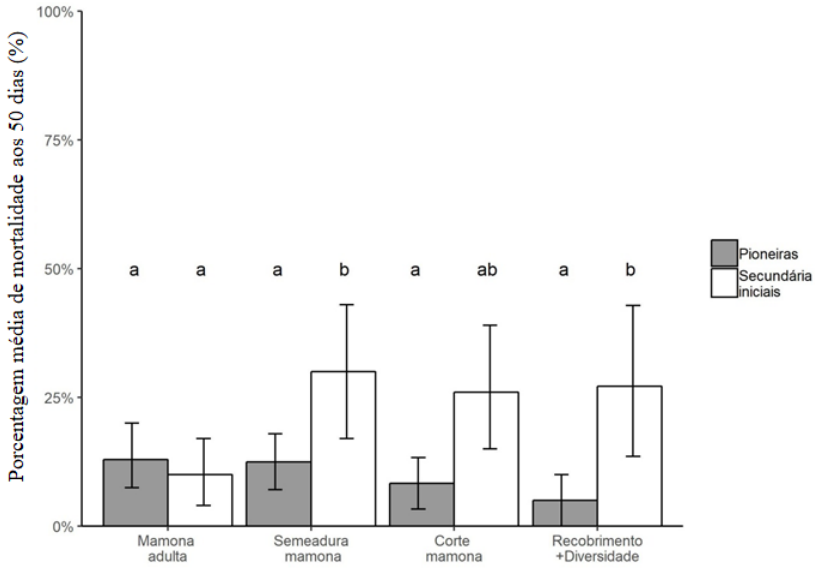

Figura 49. Porcentagem média de mortalidade aos 50 dias por tratamento considerando os grupos de espécies pioneiras e secundárias iniciais no experimento com dosséis transitórios formados a partir da semeadura de mamona em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. As colunas representam os valores médios e as barras os intervalos de confiança a 95% a partir de valores mínimos e máximos de 1.000 aletatorizações.

- Em relação à altura final

A altura média final aos oito meses apresentou diferenças estatísticas para tratamento, grupo ecológico e para a interação entre eles ($p<0.001$ para todos – Figura 50). As três espécies pioneiras analisadas apresentaram maiores alturas no tratamento Recobrimento+diversidade, que diferiram estatisticamente de Mamona adulta que apresentou as menores alturas médias finais. As alturas dos indivíduos de espécies pioneiras nos tratamentos Semeadura mamona e Corte mamona não diferiram dos outros dois. Para as espécies secundárias inicias analisadas a altura média dos indivíduos diferiu dos demais tratamentos somente para Mamona adulta. A altura média final das pioneiras foi maior que das secundárias iniciais.

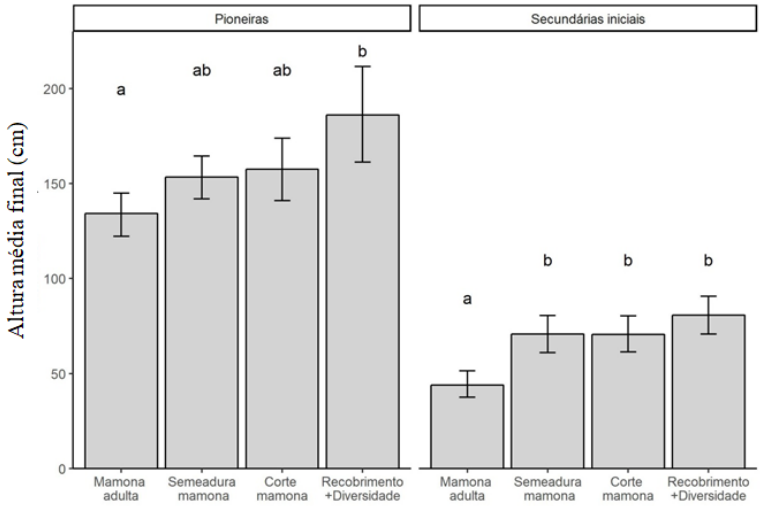

Figura 50. Altura média final (cm) por tratamento considerando os grupos de espécies pioneiras e secundárias iniciais aos 8 meses no experimento com dosséis transitórios formados a partir da semeadura de mamona em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. As colunas representam os valores médios e as barras os intervalos de confiança a 95% a partir de valores mínimos e máximos de 1.000 aletatorizações.

- Em relação à área de copa

A análise da área média final da copa demonstrou um padrão similar ao verificado para altura final. Houve diferenças estatísticas aos 8 meses para tratamento, grupo ecológico e para a interação entre eles ($p<0.001$ para todos – Figura 51). Em relação às espécies pioneiras, as maiores áreas médias de copa foram verificadas no tratamento Recobrimento+diversidade, que diferiu de Semeadura mamona e Corte mamona, que por sua vez diferiram do tratamento Mamona adulta que apresentou as menores áreas de copa. Já para as espécies secundárias iniciais o tratamento Mamona adulta também apresentou os menores valores para área de copa média por indivíduo, que diferiram significativamente do tratamento Recobrimento+diversidade com maiores áreas de copa. Os tratamentos Semeadura mamona e Corte mamona apresentaram resultados semelhantes aos outros dois, ou seja, não houve diferença significativa entre eles e os tratamentos Mamona adulta e Recobrimento+diversidade. A área de copa média final das pioneiras foi maior que das secundárias iniciais.

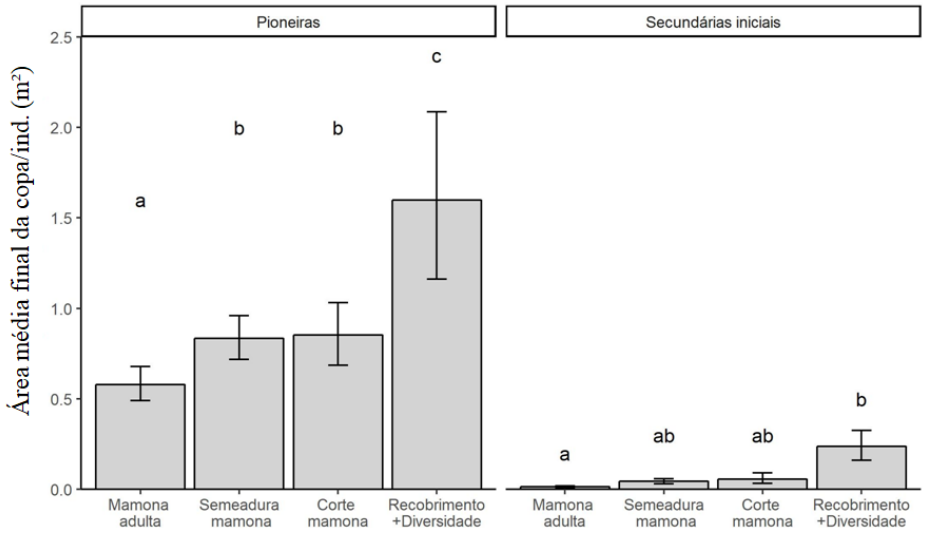

Figura 51. Área média final da copa por indivíduos (m²) e por tratamento considerando os grupos de espécies pioneiras e secundárias iniciais aos 8 meses no experimento com dosséis transitórios formados a partir da semeadura de mamona em plantios de restauração de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. As colunas representam os valores médios e as barras os intervalos de confiança a 95% a partir de valores mínimos e máximos de 1.000 aletatorizações.

4.4. Discussão

4.4.1. Formação de dosséis transitórios de mamona (*Ricinus communis* L.)

Apesar da variação na qualidade dos lotes de sementes de mamona, verificou-se uma boa resposta para os dois anos semeados, principalmente no ano de 2016 (Figura 40). De forma geral, a maior parte das sementes semeadas germinou em campo (Tabela 9 e Figura 42) e se converteram em indivíduos com altura suficiente (Figura 42) para proporcionar um controle adequado das gramíneas (Figura 43) em um tempo de germinação, estabelecimento e crescimento rápido. Em três meses os dosséis de mamonas já estavam bem formados e sombreando a área (Figura 52). Para o padrão de cobertura de mamona e controle das gramíneas observado no ano de 2016 – mamona adulta (Figura 44 – B e C) não teria sido necessária a operação de coroamento das mudas, como

necessitou a "semeadura mamona" de 2017 devido a seu menor crescimento (Figura 42). As mamonas ainda proporcionaram uma espécie de "efeito estufa" para os indivíduos sob suas copas amenizando a temperatura do ar nas estações do ano e horas de maior temperatura, assim como conservaram mais calor no inverno nas horas de maior temperatura e menores temperaturas durante a madrugada, provavelmente pela conservação de maior umidade relativa do ar (Figura 45). Em relação ao efeito alelopático da espécie em sementes de alface, verificou-se que o maior efeito está relacionado às folhas frescas e secas, mas não impedindo a germinação e somente retardando-a, independentemente da concentração testada (Figura 46).

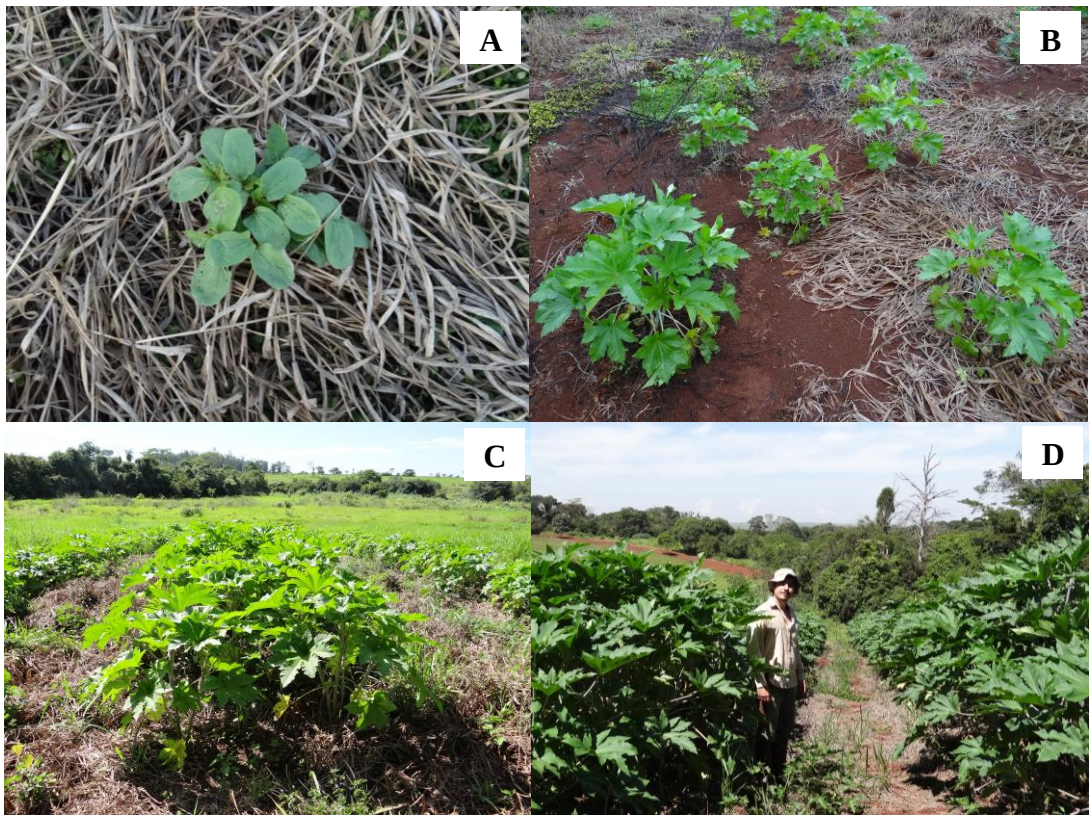

Figura 52. Plântulas de mamona recém-estabelecidas entre a braquiária dessecada com cerca de 10 dias após o semeio (A). Faixas de mamona com 40 (B), 60 (C) e 90 dias (D) após a semeadura de 2016. Estudo realizado no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP (Imagem A - 2016 e B-D - 2017).

A diferença nos percentuais de germinação de cada lote de semente de mamona empregado no estudo reforçou a importância de se assegurar sementes de qualidade para uso na semeadura, caso contrário o número de sementes germinadas e/ou vigor de crescimento ficarão comprometidos. Apesar da semeadura de 2017 ter atendido os objetivos de controlar as gramíneas e contribuir com a sobrevivência dos indivíduos plantados, verifica-se que em 2016 o dossel transitório de mamona ficou maior e mais denso. É possível que o crescimento das mamonas em 2017 tenha ficado comprometido pela distribuição das chuvas imediatamente após a semeadura. De acordo com as medições na Usina vizinha ao IZ, em dezembro de 2016 choveu 30% do volume registrado para o mesmo mês no ano de 2017 (130 mm), mas em um número de dias 50% maior. A antecipação do veranico esperado para o início de janeiro na segunda quinzena de dezembro de 2017 pode ter comprometido a taxa de crescimento das mamonas, que se estabeleceram a partir das sementes com qualidade já reduzida semeadas em 2017. As condições adequadas de microssítio, especialmente quanto à luz, temperatura e umidade são fundamentais para a germinação das sementes,

emergência de plântulas e crescimento inicial dos indivíduos recém estabelecidos (GARWOOD, 1989; HARPER et al., 1961; BERTACCHI, et al. 2012).

A densidade projetada de indivíduos de mamona era de 20.000 ind.ha^{-1} e mesmo para as piores sementes e com menor crescimento das mamonas de 2017 verificou-se uma densidade real em campo 65% superior a projetada. Esse resultado permitiria utilizar em semeaduras futuras uma menor densidade de sementes, inclusive alterando a forma de distribuição em campo. Isso porque, ao semea-las em grupos de cinco ou quinze sementes juntas parece que onde estabeleceu a maioria dos indivíduos houve uma intensa competição por água logo no principio da estação seca pela proximidade dos sistemas radiculares desses indivíduos, comprometendo a sustentabilidade do dossel transitório. Silva et al. (2015), por exemplo, utilizaram uma semente de mamona a cada 120 cm uma da outra e obtiveram dosséis densos e homogêneos. Também é importante destacar que os resultados na semeadura de 2017 poderiam ter sido mais homogêneos que a média de 80% entre pontos e 90% entre repetições encontradas com presença de mamona (Tabela 9). Observou-se que a maioria dos pontos sem germinação ocorreu em locais com solo aparentemente mais compactados como, por exemplo, sobre as linhas dos terraços, mesmo com a grade passada no início do estudo. Desta forma o uso da espécie pode obter melhores resultados se aprimoradas ou mais bem realizadas as operações de preparo de solo.

A presença de indivíduos regenerantes de mamona nas linhas de plantios evidenciou dois aspectos importantes (Figura 41). O primeiro foi a alta persistência do banco de sementes autóctone da espécie, visto que parte das sementes vieram do banco local que há décadas não tem a espécie cultivada no IZ. Foram vistas muitas sementes de mamona em lixeiros de formigueiros indicando que elas podem estar sendo trazidas pelas formigas de camadas mais profundas do solo para a superfície e, portanto, tendo a germinação facilitada. O segundo é que uma grande quantidade de sementes foi produzida e dispersa pelas mamonas adultas semeadas em 2016 tanto nas linhas de plantio de pioneiras quanto sob as suas próprias copas. Com a estação seca severa do ano de 2016 (ANEXO H), as folhas e galhos das mamonas caíram e o dossel transitório foi parcialmente perdido, permitindo a entrada de luz e, com o início da estação chuvosa, a ativação da germinação das sementes da mamona que são fotoblásticas positivas (EMBRAPA, 2006). Isso explicaria parte da grande quantidade de indivíduos registrada sob a faixa de mamona adulta na primeira avaliação (Figura 41). Embora Rodrigues (1999) tenha verificado a rápida substituição dos indivíduos de mamona nas comunidades em restauração que estudou, reduzindo a preocupação com a geração de bancos de sementes densos para a espécie, ressalta-se a importância de se estruturar bem os dosséis definitivos com o crescimento das espécies pioneiras para evitar que as sementes de mamonas dispersas se estabeleçam e formem grandes adensamentos de indivíduos da espécie.

Como já comentado a compactação do solo em alguns pontos amostrados possivelmente comprometeu a germinação das sementes de mamona da semeadura de 2017. Os pontos amostrados sem indivíduos estabelecidos de mamona podem ter contribuído com a não verificação de efeito estatístico significativo entre as coberturas das mamonas controlando as gramíneas, ainda que evidenciado pelas imagens registradas (Figura 44 – B e C). Além disso, em muitos locais foram atribuídos percentuais de coberturas das gramíneas dentro do arco amostral com presença de poucas hastes estioladas causadas pelo sombreamento das mamonas, mas que seguiram apresentando grande percentual de ocupação. Ou seja, o método de avaliação de cobertura das gramíneas precisa ter também a atribuição de um valor qualitativo uma vez que para um mesmo percentual de cobertura da mamona poderá ocorrer gramínea em maior ou menor biomassa. Então em muitos locais com boa cobertura de mamona os resultados da análise estatística podem ter sido comprometidos pela associação a uma cobertura de gramínea superestimada por não distinguir-se o volume de biomassa formado. Ainda que sem resultado estatístico significativo foi possível

verificar que a primeira hipótese estabelecida para o estudo foi parcialmente confirmada, pois efetivamente os dosséis transitórios de mamonas foram eficientes no controle das gramíneas, necessitando somente de mais estudos para aprimorar a técnica, como o uso de sementes com maior qualidade e melhor preparação do solo.

Aparentemente o efeito alelopático das folhas frescas ou secas de mamona em decomposição não comprometeria a germinação de sementes e o estabelecimento de possíveis regenerantes, assim como a sobrevivência e crescimento de indivíduos plantados, caso venha a ser utilizada em larga escala em projetos de restauração. Resultados similares são apresentados em outros estudos para a mamona somente atrasando a germinação de sementes (BORGES et al., 2007; SILVA et al., 2011), indicando a proteína ricina como responsável por tal efeito. A possibilidade de redução na densidade de sementes utilizada e/ou melhor distribuição em campo também contribuiria para a redução da concentração desse composto no solo. A produção de compostos secundários que podem apresentar efeito alelopático é comum em arbustos e em muitas árvores (HOLL, 1998; MARASCHIN-SILVA & AQÜILA, 2006; CÉSAR et al., 2014), inclusive para a maioria das espécies utilizadas como adubação verde em plantios de restauração (MONQUEIRO et al., 2009; JASKI et al., 2017). Dessa forma o pouco efeito negativo passa a não ser relevante na tomada de decisão para o uso da mamona em projetos de restauração, sendo comprovado a seguir conforme os resultados em campo do tratamento com corte de mamona.

Ainda relacionado ao solo, um aspecto que deve ser destacado é que a mamona apresenta alta exigência nutricional (EMBRAPA, 2006). Como os solos do IZ são férteis (ANEXO C) é possível que os resultados de crescimento obtidos nesse estudo estejam associados a essa fertilidade. Logo, resultados semelhantes possivelmente dependerão da fertilização do solo para ocorrerem em propriedades com solos com menores teores de nutrientes que o IZ.

Por fim, discute-se o efeito positivo dos dosséis transitórios formados pela mamona na melhoria do microclima local para os indivíduos plantados e eventualmente regenerantes que se estabelecerem. A faixa de temperatura do ar reduzida pela mamona (1-4° C), contribuindo também com menores flutuações da amplitude térmica, pode amenizar o estresse das fases iniciais de estabelecimento das plântulas conforme relatado em outros estudos (TORRES et al., 2006; BALANDIER et al., 2009; SILVA et al., 2015). Além disso, a cobertura pode evitar os danos causados por reduções bruscas da temperatura em geadas (RORATO et al., 2017).

Os dosséis transitórios criados pela semeadura de mamona nesse estudo apresentaram-se eficientes no controle das gramíneas e podem favorecer a sobrevivência e crescimento de indivíduos plantados e regenerantes por, em geral: crescer rápido e bem em altura e sombrear o entorno, apresentar alta taxa de germinação e estabelecimento homogêneo em campo, reduzir a temperatura do ar local e não liberar compostos alelopáticos no solo a níveis comprometedores. Como a espécie já apresenta seu processo produtivo e de comércio de sementes bem estabelecidos seu uso em maior escala poderá ser realizado na restauração ecológica (EMBRAPA, 2006). Novos estudos deverão ser realizados com novas espécies herbáceas e arbustivas nativas que não apresentem comportamento invasor e possam desempenhar função similar à verificada para a mamona. Além disso, deverão ser testadas misturas com mais de uma espécie herbácea e/ou arbustiva na construção desses dosséis transitórios, atuando conforme seus respectivos ciclos de vida. Como exemplo pode ser citada a espécie *S. paniculatum* que conforme descrito nos Capítulos 1 e 2 apresenta alta dominância na regeneração local e ainda pode atuar na atração de dispersores (PERES, 2016).

4.4.2. Efeito dos dosséis transitórios de mamonas na sobrevivência e crescimento dos indivíduos de espécies arbóreas plantados entre e sob as faixas de mamona

A sobrevivência dos indivíduos plantados, tanto das espécies pioneiras quanto das secundárias iniciais, não foi influenciada pelos dosséis de mamona estruturados através da semeadura (Figura 48). Vale lembrar que a primeira avaliação foi realizada com atraso (quatro meses), logo a sobrevivência analisada se refere aos quatro meses de intervalo entre a primeira e a segunda avaliação e por isso não refete a sobrevivência completa desde o plantio. Como esperado, devido à maior rusticidade e capacidade de tolerar o ambiente a pleno sol, as espécie pioneiras apresentaram uma sobrevivência maior que as secundárias iniciais (BUDOWSKI, 1965; FERRETI et al., 1995).

Em contrapartida a avaliação da mortalidade inicial (até 50 dias) demonstrou um resultado interessante já que as espécies secundárias iniciais tiveram mortalidade significativamente menor sob os dosséis das mamonas adultas (Figura 49). Isso demonstra comparativamente ao ambiente estressante a pleno sol (tratamentos Recobrimento+diversidade e Corte mamona e do dossel das mamonas ainda em construção do tratamento Semeadura mamona), que o sombreamento proporcionado pelas mamonas semeadas previamente amenizou as condições estressantes pós-plantio das espécies de diversidade (Figura 53). Juntamente com o controle das gramíneas, a melhoria do microclima local proporcionado pelo consórcio com outras espécies tem sido o principal benefício aos indivíduos inseridos em projetos de restauração (por plantio ou semeadura) e regenerantes (VIEIRA et al., 2009; ISERNHAGEN et al., 2014). Resultados similares são observados para a regeneração sob arbustos em campo (VIEIRA et al., 1994; HOLL, 1998; HOLL, 2002; ELGAR et al., 2014; PALOMEQUE et al., 2017). Silva et al. (2015), por exemplo, verificaram em um estudo sobre o efeito da cobertura de plantas na semeadura de espécies arbóreas nativas no cerrado, que a interceptação de luz e conservação da umidade do solo pela mamona e feijão de porco (*Canavalia ensiformis* L.), em média, foram respectivamente de 95 e 20%. Juntando-se a informação desses autores quanto à interceptação de luz causada pela copa das mamonas com as menores temperaturas do ar encontradas no presente estudo e discutidas no item anterior (Figura 45), justifica-se o resultado obtido na redução da mortalidade das espécies secundárias iniciais que serão responsáveis pelo processo de consolidação da comunidade florestal após a estruturação do dossel pelas pioneiras (BRANCALION et al., 2015).

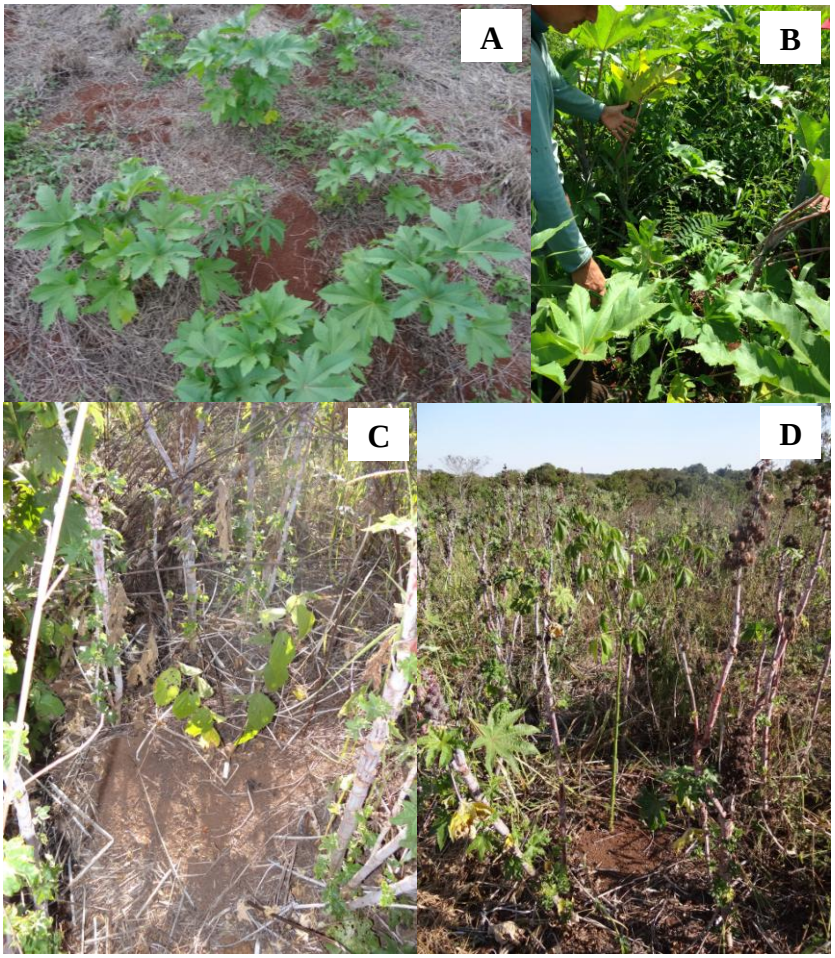

Figura 53. Indivíduos de espécies secundárias iniciais protegidos e tendo a mortalidade reduzida pelas mamonas estabelecidas a partir da semeadura: indivíduo de *Ceiba speciosa* se desenvolvendo entre grupos de mamonas jovens recém-estabelecidas (A); indivíduo de *Peltophorum dubium* sob dossel de mamonas já estabelecido na estação chuvosa (B); indivíduos de *Luehea divaricata* (C) e *Ceiba speciosa* (D) protegidos por mamonas durante a estação seca e fria de 2018. Estudo realizado no Instituto de Zootecnia em Sertãozinho, SP (2018).

As avaliações da altura e área de copa final apresentaram resultados gerais muito similares. O primeiro que se destaca é a diferença entre grupos ecológicos para ambas as variáveis, reforçando a capacidade de crescimento em altura e abertura de copa pelas espécies pioneiras escolhidas para a função de recobrimento da área, conforme proposto por Nave & Rodrigues 2007 (Figura 50 e 51). Em média, a altura e área de copa finais das pioneiras apresentaram-se respectivamente cerca de 2,5 e 5 vezes maiores que as secundárias iniciais independentemente do tratamento aplicado. Evolutivamente essas espécies adquiriam características como rápido crescimento, madeira de baixa densidade, ampla capacidade de dispersão e baixa dependência de polinizadores específicos que lhes permitiram, em um tempo de vida curto comparativamente às espécies dos outros grupos ecológicos, se estabelecerem e desenvolverem rapidamente em ambientes mais abertos (BUDOWSKI, 1965; FERRETI et al., 1995).

Em relação ao efeito dos tratamentos separadamente por grupo ecológico verificou-se que para altura e área de copa médias finais das espécies pioneiras o melhor tratamento foi Recobrimento+diversidade e o pior Mamona adulta. Já para as espécies secundárias iniciais as menores alturas médias finais também foram verificadas no tratamento Mamona adulta, mas os outros três tratamentos não diferiram entre si e e apresentaram resultados significativamente maiores. Quanto à área de copa final observou-se um padrão similar às pioneiras, com resultados do tratamento Mamona adulta significativamente inferiores ao Recobrimento+diversidade.

O padrão geral dos resultados observados indica que os dosséis transitórios de mamona comprometeram o crescimento em altura e área de copa das espécies pioneiras e secundárias iniciais analisadas. Como já estavam adultas, a competição por água e nutrientes nas parcelas com mamona puderam ter sido maiores que no tratamento com recobrimento e diversidade, que por receberem a manutenção tradicional se mantiveram livres de competidores nas linhas e entrelinhas. De acordo com a literatura a mamona é ávida por nutrientes (EMBRAPA, 2006) e no período de desenvolvimento do experimento a escassez de chuvas foi um fator limitante no IZ (ANEXO H). Outro detalhe importante foi que as mamonas adultas da semeadura de 2016 alcançaram alturas médias muito superiores que as semeadas em 2017 no tratamento Semeadura mamona (Figura 42). Então outro fator que pode ter sido limitante foi a disponibilidade de luz para realização da fotossíntese para as espécies pioneiras plantadas entre as faixas de mamonas. Para *Trema micrantha*, por exemplo, uma das espécies pioneiras utilizada no plantio e nas análises, Válio (2011) verificou a redução da biomassa total proporcionalmente à redução na disponibilidade de luz.

A primeira hipótese estabelecida para o estudo era que os dosséis de mamona contribuiriam positivamente com o controle das gramíneas, como já discutido, e para a sobrevivência e crescimento dos indivíduos plantados. Os resultados encontrados demonstraram que principalmente as espécies secundárias foram beneficiadas em relação à menor mortalidade sob os dosséis de mamonas, não impactando significativamente em relação à sobrevivência para ambos os grupos ecológicos. Entretanto, tanto as alturas quanto as áreas de copas finais dos indivíduos plantados foram prejudicadas pela presença das mamonas, apresentando melhores resultados a pleno sol no tratamento Recobrimento+diversidade.

Já a segunda hipótese do estudo previa que as pioneiras teriam maior sobrevivência entre mamona adulta e isso não se confirmou já que tanto a sobrevivência quanto a mortalidade não diferiu entre tratamentos e inclusive o maior valor médio foi resgistrado no tratamento Mamona adulta (Figura 49). Em relação ao crescimento das pioneiras a hipótese foi negada visto que tanto a altura quanto a área de copa foram menores com a mamona adulta, ou seja, não houve o benefício esperado de estímulo ao estiolamento e crescimento dos ramos, mas provavelmente uma limitação na disponibilidade de luz (VALIO, 2001; TAIZ; ZEIGER, 2009). Para as espécies secundárias iniciais a hipótese foi parcialmente aceita, pois a mortalidade sobre as mamonas adultas foi menor como esperado, sendo os resultados de sobrevivência indiferentes em relação aos tratamentos aplicados. E para crescimento, que se esperava um efeito positivo da biomassa da mamona cortada liberando nutrientes e retendo umidade do solo, não se confirmou a hipótese estabelecida, visto que tanto a altura quanto a área de copa finais foram maiores no tratamento a pleno sol (Recobrimento e diversidade).

O efeito alelopático da mamona também não comprometeu à sobrevivência, mortalidade e crescimento (altura e área de copa) dos indivíduos do tratamento Corte mamona em campo. Isso indica que possíveis manejos considerando a semeadura prévia da mamona e posterior corte em área total ou faixas não colocaria em risco a sobrevivênvia e crescimento dos indivíduos plantados, pelo menos do ponto de vista da liberação de compostos alelopáticos (Figura 37 – F). Deve-se ressaltar que em boa parte das parcelas desse tratamento a passagem do trator com a roçadeira estimulou o banco de sementes formado pelas mamonas que foram cortadas e permitiu o estabelecimento de muitos indivíduos, ficando similar, em alguns locais, ao tratamento Semeadura mamona. Então tanto a biomassa acumulada e em decomposição diante do corte das mamonas adultas, quanto o novo aporte de folhas pelas mamonas em formação, poderiam ter aumentado a concentração da ricina no solo (SILVA et al., 2011), o que não foi verificado pelas análises realizadas comparativamente entre os tratamentos.

A contribuição com a redução da mortalidade das espécies secundárias iniciais utilizadas nas parcelas com enriquecimento nesse estudo foi considerado o principal resultado positivo proporcionado pelo dossel transitório das

mamonas aos plantios. Pela maior incapacidade de suportar ambientes estressantes e tipicamente ocorrerem sob dosséis fechados (CHAZDON, 2008), as espécies de estágios mais avançados da sucessão tendem a apresentar maior mortalidade em plantios de restauração (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA). Por isso as mamonas, assim como outras espécies arbustivas, podem aumentar o sucesso dos projetos ao garantir maiores taxas de sobrevivência comparativamente aos plantios tradicionais. Estes, por seguirem o conceito adotado na silvicultura com entrelinhas totalmente livres de mato competição, acabam proporcionando ambientes muito estressantes para os juvenis recém plantados.

A maior sobrevivência das espécies secundárias proporcionada pelo dossel das mamonas também permitiu a reflexão da importância de se assegurar uma maior diversidade de espécies desde o início do plantio, uma vez que os tratamentos contendo somente espécies pioneiras entre faixas de mamonas dependem do enriquecimento advindo dos fragmentos do entrono. Quanto aos resultados prejudicados de crescimento em altura e área de copa quando se utilizou a semeadura de mamona novas pesquisas devem ser realizadas para melhora-los focando nos ajustes da densidade de sementes utilizadas e distribuição nas áreas, dadas as altas porcentagens de germinação da espécie em laboratório (Figura 40), que se comprovou em campo (Figura 41). As faixas de plantio destinadas às espécies pioneiras, por exemplo, poderão ser feitas mais largas e as de mamona estreitadas. Além disso, poderão ser utilizadas variedades de mamona que não fiquem tão altas (EMBRAPA, 2006; IAC, 2017).

4.5. Conclusões

- Confirmando parcialmente a primeira hipótese estabelecida para o estudo, a presença dos dosséis transitórios de mamonas controlaram as gramíneas sob suas copas e nas faixas de plantio de espécies pioneiras e ajudaram a reduzir a mortalidade de indivíduos plantados, mas altura e área de copa final do plantio foram prejudicadas;
- A segunda hipótese assumida para o estudo também foi parcialmente confirmada já que para as espécies pioneiras a mortalidade apresentou o maior valor médio no tratamento com mamona adulta de forma contrária ao que foi previsto; ao passo que altura e área de copa também foram significativamente menores entre as faixas de mamonas adultas previamente estabelecidas. Já para as espécies secundárias iniciais a mortalidade foi reduzida quando essas espécies foram plantadas sob os dosséis das mamonas adultas, como assumido previamente na hipótese, mas novamente os maiores crescimentos em altura e área de copa foram registrados a pleno sol no tratamento Recobrimento+diversidade;
- A semeadura prévia de mamona foi o tratamento mais indicado para a menor mortalidade dos indivíduos plantados de espécies secundárias iniciais sob suas copas;
- O tratamento que proporcionou maiores crescimentos finais em altura e área de copa foi o Recobrimento+diversidade;
- A técnica de semeadura de mamona para construção de dosséis transitórios em consórcio com plantios de espécies nativas é viável ecologicamente por contribuir com o controle das gramíneas e reduzir a mortalidade e necessidade de replantio das espécies de enriquecimento.

REFERÊNCIAS

AIDE,T . M.; CAVELIER J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Restoration Ecology. 2:219-229. 1994.

BALANDIER, P.; FROCHOT, H. SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. Forest Ecology and Management 257:1716–1724. 2009.

BELTRAME, T. P.; RODRIGUES, E. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.

BERTACCHI, M.I.F.; BRANCALION, P.S.H.; BRONDANI, G.E.; MEDEIROS, J.C.; RODRIGUES, R.R. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. Revista Árvore. 36(5):895-905. 2012.

BORGES, C.S.; CUCHIARA, C.C.; MACULAN, K.; SOPEZKI, M.S.; BOBROWSKI, V.L. Alelopatia do extrato de folhas secas de mamona (*Ricinus communis*). Revista Brasileira de Biociências, v.5, supl. 2, pg.747-749, 2007.

BRANCALION, P.H.S.; NOVEMBRE, A.D.L.C.; RODRIGUES, R.R. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. Revista Brasileira de Sementes, Londrina, v. 32, n. 4, p. 15-21, 2010.

BRASIL, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Regras para análise de sementes. Brasília: MAPA/ACS, 2009. 399p.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p. 2015.

BRANCALION, P.H.S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J.R.; LAMONATO, F.; FARAH, F.T.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. Biotropica. 48(6):856-867. 2016.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional process. Turrialba, v.15, n.1, p.40-43, 1965.

CALLAWAY, R. M. Positive interactions and interdependence in plant communities. Springer Science & Business Media, 2007.

CASTRO, D.C.V. Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas. 95 p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz" - ESALQ/USP, Piracicaba. 2013.

CELIS, G., JOSE, S. Restoring abandoned pastureland with native tree species in Costa Rica: effects of exotic grass competition and light. Forest Ecology and Management, v. 261, p. 1598–1604, 2011.

CÉSAR, R.G.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; OLIVEIRA, A.M.S.; ALVES, M.C. Does crotalaria (*Crotalaria breviflora*) or pumpkin (*Curcurbita moschata*) inter-row cultivation in restoration plantings control invasive grasses? Scientia agricola. 70(4):268-273. 2013.

CÉSAR, R.G.; VIANI, R,A,G,; SILVA, M.C.; BRANCALION, P.H.S. Does a native grass (*Imperata brasiliensis* Trin.) limit tropical forest restoration like an alien grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.)? Tropical Conservation Science. 7(4):639:656. 2014.

CHAZDON, R.L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W.P.; SCHNITZER, S.A; SCHWARZ, E. (Ed.). Tropical Forest Community Ecology. Cingapura: Ho Printing Pte, p. 384–408, 2008.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W.A.; FRANCO, G.A.D.C.; GARRIDO, M.A.O. Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. Acta Botanica Brasilica. 12(3):421-429. 1998.

ELGAR, A.T.; FREEBODY, K.; POHLMAN, C.L.; SHOO, L.P.; CATTERALL, C.P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. Frontiers in Plant Science, 5. 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Mamona: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Editores Técnicos: SEVERINO, L.S.; MILANI, M.; BELTRÃO, N.E.M. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. Coleção 500 perguntas, 500 respostas. 248p. 2006.

FERRETI, A.R. et al. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no Estado de São Paulo. Florestar Estatístico. 3(7). 1995.

FLÓRIDO, F.G. Controle de plantas competidoras na restauração ecológica. 2015. 134p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

GARWOOD, N.C. Tropical Soil Seed Banks: a Rewiew. In: LECK M.A.; PARKER T. V.; SIMPSON R.L. (Ed.) Ecology of soil seed banks. New York: Academic Press, 1989. chap. 9, p. 149–209.

GUERRA, J.G.M. et al. Desempenho de luguminosas tropicais perenes como plantas de cobertura do solo. Boletim de Pessquisa e Desenvolvimento 20. Embrapa. Seropédica, RJ. 2007.

GUNARATNE, A.M.T.A.; GUNATILLEKE, C.V.S.; GUNATILLEKE, I.A.U.N.; MADAWALA WEERASINGHE, H.M.S.P.; BURSLEM, D..F.R.P. Release from root competition promotes tree seedling survival and growth following transplantation into human-induced grasslands in Sri Lanka. Forest Ecology and Management. 262:229-236. 2011.

GÜNTER, S.; GONZALEZ, P.; ÁLVAREZ, G.; AGUIRRE, N.; PALOMEQUE, X.; HAUBRICH, F.; WEBER, M. Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover. Forest Ecology and Management. 258:81-91. 2009.

GRISCOM, H.P.; ASHTON, P.M.S.; BERLYN, G.P. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. Forest Ecology and Management 218:306–318. 2005.

HARPER, J.L. et al. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. Evolution, 15(2):209-227. 1961.

HIERRO, J. L.; CALLAWAY, R. M. Allelopathy and exotic plant invasion. Plant and soil, v. 256, n. 1, p. 29-39, 2003.

HOLL., K.D. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. Forest Ecology and Management. 109:187-195. 1998.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. Biotropica, 31(2), 229-242. 1999.

HOLL, K.D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. Journal of Ecology. 90:179-187. 2002.

HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. Restoration Ecology. 8(4):339-349.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. Journal of Applied Ecology. 42:1165-1174. 2005.

IAC – Instituto Agronômico – Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Disponível em: < http://www.iac.sp.gov.br/areasdepesquisa/graos/mamona.php > Acesso em: 01/05/2017.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. Disponível em: < http://i3n.institutohorus.org.br/www > Acesso em: 23/06/2016.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R. Adubação verde na restauração florestal. In:Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil - Fundamentos e Práticas (Eds.) LIMA FILHO, O.F.; AMBROSANO, E.J.; ROSSI, F.; CARLOS, J.A.D. Embrapa. Brasília. vol.2. 478 p. 2014.

JASKI, J.M.; TELAXKA, F.J.; SCHEFFER, D.C.; LOPES, N.L.; BONOME, L.T.S. Adubos verdes: compostos alelopáticos com interferência negativa na germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.). In: Encontro Internacional de Produção Científica. Maringá. 2017.

MARASCHIN-SILVA, F.; AQUILA, M.E.A. Potencial alelopático de espécies nativas na germinação e crescimento inicial de Lactuca sativa L. (Asteraceae). Acta Botânica Brasilica. 20(1):61-69. 2006.

MELI, P.; DIRZO, R. Effects of grasses on sapling establishment and the role of transplanted saplings on the light environment of pastures: implications for tropical forest restoration. Applied Vegetation Science 16(2013) 296-304. 2013.

MONQUERO, P.A.; AMARAL, L.R.; INÁCIO, E.M.; BRUNHARA, J.P.; BINHA, D.P.; SILVA, P.V.; SILVA, A.C. Efeito de adubos verdes na supressão de espécies de plantas daninhas. Planta Daninha. 27(1):85-95. 2009.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Áreas. New York: Nova Science Publishers, p. 103-126. 2007.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009. Disponível em: < http://www.pactomataatlantica.org.br/ > Acesso em: 23 out. 2015.

PALOMEQUE, X.; GÜNTER, S.; SIDDONS, D.; HILDEBRANDT, P.; STIMM, B.; AGUIRRE, N.; ARIAS, R.; WEBER, M. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. New Forests. 48:643-662. 2017.

PERES, M.K. Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. 353p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: < http://www.R-project.org. > 2008. Acesso em: 23 julho 2016.

RECALDE, K.M.G. et al. Weed suppression by green manure in an agroecological system. Revista Ceres. 62(6):546-552. 2015.

REZENDE, G.M.; VIERIA, D.L.M. Forest restoration in southern Amazonia: soil preparation triggers natural regeneration. Forest Ecology and Management. 433:93-104. 2019.

REZENDE C.L.; UEZU A.; SCARANO F.R.; ARAUJO D.S.D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. Biodiversity Conservation. 18 p. 2015.

RODRIGUES, R.R. Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, Fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais. Tese de Livre Docência. ESALQ, Piracicaba. 167p. 1999.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation 142, 1242–1251. 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of highdiversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

RORATO, D.G.; ARAUJO, M.M.; TABALDI, L.A.; TURCHETTO, F.; GRIEBELER, A.M.; BERGHETTI, A.L.P., BARBOSA, F.M. Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in southern Brazil. Restoration Ecology. 26(3):537-542. 2018.

SILVA, R.R.; DE SOUZA, M.J.; DINIZ, N.B.; COELHO, M.J.A. Efeito alelopático de extrato seco de mamona (*Ricinus communis* L.) no desenvolvimento inicial de feijão (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.). Cadernos de Agroecologia, 6(2). 2011.

SILVA, T.D. Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda. 88p. 2019. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.

SMA - SÃO PAULO (Estado) Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 008/2008, de 31 de janeiro de 2008. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 01/02/2008. Seção Meio Ambiente, 2008.

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

TAIZ, L.; ZEIGER, E. (Ed.) Fisiologia vegetal. 4ªed. Porto Alegre: Artmed, 819p, 2009.

TEODORO, R.B.; OLIVEIRA, F.L.; SILVA, D.M.N.; FÁVERO, C.; QUARESMA, M.A.L. Leguminosas herbáceas perenes para utilização como coberturas permanentes de solo na Caatinga Mineira. Revista Ciência Agronômica. 42(2):292-300. 2011.

TNC - The Nature Conservancy. Economia da Restauração Florestal. BENINI, R.M. & ADEODATO, S. (Org.). 1ª ed. São Paulo. 136 p. 2017.

TORRES, J.L.R.; FABIAN, A.J.; PEREIRA, M.G.; ANDRIOLI, I. Influência de cobertura na temperatura e umidade do solo na rotação milho-soja em plantio direto. Revista Brasileira Agrociência, 12(1):107-113. 2006.

VÁLIO, I.F.M. Effects of shading and removal of plant parts on growth of *Trema micrantha* seedlings. Tree Physiology. 21:65–70. 2001.

VIEIRA, I.C.G; UHL, C.; NEPSTAD, D. The Role of the Shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'Succession Facilitator' in anAbandoned Pasture, Paragominas, Amazônia. Vegetatio. 115(2):91-99. 1994.

TIMOSSI, P.C.; WISINTAINER, C.; SANTOS, B.J; PEREIRA, V.A.; PORTO, V.S. Supressão de plantas daninhas e produção de sementes de crotálaria, em função de métodos de semeadura. Pesquisa Agropecuária Tropical. 41(4):525-530. 2011.

VIEIRA, L.M.V.; HOLL, K.D.; PENEIREIR, F.M. Agro-Successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. 17(4). 451-469. 2009.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology. 8(4):350-360. 2000.

5. CONDISERAÇÕES FINAIS - COMPARAÇÃO ENTRE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES FLORESTAIS EM PASTAGENS

O desenvolvimento desse estudo permitiu compreender ainda mais a importância de se conservar os fragmentos de FES que ainda restam no interior do Estado de São Paulo para que eles atuem como fonte de propágulos para as áreas em processo de restauração e abrigo para fauna polinizadora e dispersora. Além disso, se verificou os efeitos negativos da degradação pelo uso intensivo das pastagens ao longo de décadas e posterior abandono (perda da cobertura florestal, redução da fertilidade e compactação do solo, criação de banco de sementes de gramíneas, perda do banco de sementes arbustivo-arbóreo, homogeneização da comunidade regenerante, aumento da probabilidade de incêndios pela biomassa acumulada, aumento desordenado das populações de formiga cortadeiras e cupins etc); reforçando a importância de se aumentar a produtividade das áreas já destinadas à agropecuária para reduzir a demanda de uso de áreas voltadas à conservação ou a serem restauradas. Nesse sentido, as propriedades rurais, pequenas ou grandes, deveriam ser zoneadas econômica e ecologicamente e repensadas na escala da paisagem, especialmente em regiões com coberturas florestais mais reduzidas como em Sertãozinho. Assim poderiam ser adotadas ações conjuntas mais amigáveis para o solo, fauna, flora, corpos hídricos, etc; beneficiando o homem e a natureza ao mesmo tempo. Dentre essas práticas podem ser citadas: a implantação de corredores ecológicos aumentando a conectividade entre fragmentos, o uso mais responsável de herbicidas pré e pós-emergentes e outros pesticidas, reforma e terraceamento das pastagens, uso de cercas vivas com espécies arbóreas nativas, não utilização do fogo como alternativa de manejo, uso de grades e arado somente em áreas com aptidão agrícola para evitar degradar os bancos de sementes autóctones, aumento do uso de cultivo mínimo, melhor planejamento de vias etc.

Os três métodos de restauração utilizados na tese (condução da regeneração natural, plantio com baixa diversidade e plantio com alta diversidade com e sem enriquecimento consorciado com dosséis transitórios de mamonas), além da sucessão secundária, proporcionaram em diferentes tempos, resultados distintos de estrutura, diversidade e custo das comunidades produzidas. Na tabela 10 os 12 tratamentos utilizados no estudo são apresentados comparativamente em relação aos resultados ecológicos obtidos (T1-T6) e esperados (T7-T12) a partir de uma escala de valores, com base nos 32 meses de condução do projeto de pesquisa. Também são apresentadas as estimativas de custos totais por tratamento, bem com sua relação percentual com o tratamento Controle, elaboradas a partir de uma tabela de custos extensa e detalhada.

A interpretação visual geral dos tratamentos de antemão permite verificar que quanto mais intensivo o manejo e, portanto, maiores os custos associados, maiores serão os valores obtidos para cada processo ecológico listado e melhor será o resultado na velocidade e previsibilidade de estruturação de dosséis arbóreos nas pastagens estudadas; corroborando a hipótese geral da tese. Conforme resumido na figura 54 é possível observar uma correlação praticamente linear entre o aumento da eficiência ecológica dos métodos utilizados e os custos relativos a esses métodos.

Tabela 10. Estimativa da eficiência ecológica com custos associados para a estruturação florestal (0-15 anos) através dos resultados obtidos (T1-T6) e esperados (T7-T12) até os 32 meses de comunidades florestais em processo de restauração em pastagens em FES. (valores atribuídos: 0= nenhum/ausente, 1 = baixo/ruim, 2 = médio, 3= alto/bom). Custos estimados sem o isolamento das áreas com a construção de cercas (± R$ 9.000,00).

Processos ecológicos *	**Tratamentos**											
	T1	**T2**	**T3**	**T4**	**T5**	**T6**	**T7**	**T8**	**T9**	**T10**	**T11**	**T12**
Criação de um dossel e, consequentemente, de um habitat florestal;	0	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3
Ocupação da área por espécies arbustivo-arbóreas intolerantes à sombra;	0	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3
Controle de gramíneas exóticas invasoras	0	0	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3
Atração de dispersores zoocóricos vindo de fragmentos do entorno e introduzindo propágulos de novas espécies na área em estruturação;	0	1	1	1	2	2	3	3	3	3	3	3
Aumento gradual na oferta de alimentos para animais (p. ex.: flores, frutos, sementes), visto que entrarão em reprodução, contribuindo com o trânsito ou a manutenção local da fauna;	0	1	1	1	2	2	3	3	3	3	3	3
Ingresso ou introdução de espécies tolerantes à sombra	0	0	0	0	1	0	1	1	2	2	2	3
Início do aumento da presença e abundância de regenerantes alóctones e de várias formas de crescimento vegetal tolerantes à sombra	0	0	0	0	1	1	1	1	2	2	2	3
Total =	**0**	**4**	**6**	**6**	**15**	**14**	**17**	**17**	**19**	**19**	**19**	**21**
Dossel formado	**Nenhum**	**Arbustivo (~ 2,0 m)**			**Arbóreo (~ 5,0 m)**							
Custo estimado/ha com 2 anos de manutenção (R$) ** =	2.100	3.368	5.523	6.399	15.620	15.821	9.856	9.607	14.701	14.452	16.508	15.620
Percentual superior ao T1-Controle (sucessão secundária) =	**-**	**60%**	**163%**	**205%**	**644%**	**653%**	**369%**	**357%**	**600%**	**588%**	**686%**	**644%**

* Processos ecológicos adaptados de Brancalion et al. (2015) / ** Elaborado a partir de planilhas de custos obtidas com empresas de restauração; custos de insumos, operações e rendimentos operacionais obtidos durante a realização do projeto de pesquisa e de referências bibliográficas como Pacto pela restauração da Mata Atlântica (2009) e TNC (2017). Cálculos baseados em FES, com clima Cwa, realizando fertilizações em covetas laterais e para pastagens. Para os cálculos dos custos associados aos tratamentos com condução da regeneração foram utilizadas as densidade de indivíduos encontradas no estudo. Estimou-se um sucesso mediano na formação dos dosséis transitórios pelas mamonas e com isso a necessidade de pelo menos uma operação de coroamento. Mudas de tubete de 290 cm³ com custo médio de R$ 1,75.

T1 - Controle - Sucessão secundária
T2 - Coroamento+fertilização
T3 - Herbicida
T4 - Herbicida+fertilização
T5 - Plantio baixa div. sem fertilização da RN
T6 - Plantio baixa div. com fertilização da RN
T7 - PR + semeadura precoce mamona
T8 - PR + semeadura mamona no plantio
T9 - PR + PD + semeadura precoce mamona
T10 - PR + PD + semeadura mamona no plantio
T11 - Cortar mamona + PR + PD
T12 - Plantio de Recobrimento e Diversidade

- Maior custo absoluto
- Menor custo relativo (tempo)
- Maior previsibilidade das trajetórias
- Maior sucesso do projeto de restauração ecológica
- Maior conservação da biodiversidade
- Maior provisão de serviços ecossistêmicos
- Alcance mais rápido dos parâmetros das florestas de referência

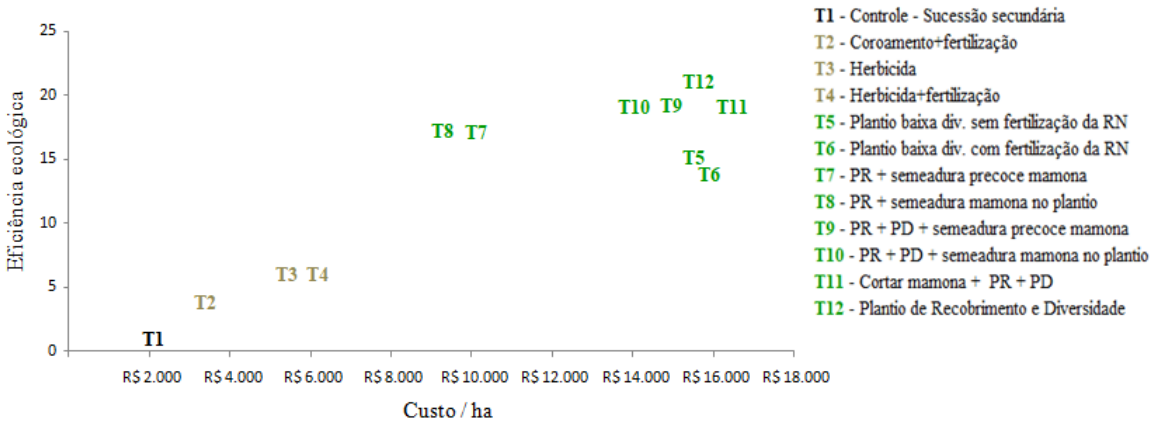

Figura 54. Relação da eficiência ecológica e custo por hectare para cada tratamento utilizado no experimento (PR= plantio de recobrimento, PD= plantio de diversidade, RN= regeneração natural).

O tratamento Controle com sucessão secundária apresentou a pior eficiência ecológica devido à estagnação ou sucessão muito lenta das comunidades, permanecendo como áreas abertas com predomínio das gramíneas monodominantes das pastagens. É importante destacar que, ao contrário do que parte da literatura apresenta, existe um custo mínimo para se manter áreas em sucessão secundária, como por exemplo, manutenção de cercas e aceiros. Quando o gado invade essas áreas, caso alguém não veja e intervenha, o gado pode permanecer por dias e prejudicar e atrasar ainda mais a sucessão. Logo, em áreas mais distantes de sedes das fazendas, das casas dos proprietários e das comunidades rurais, as chances de tempos ainda mais longos de sucessão são maiores. Outro aspecto a se considerar é que a lentidão da sucessão e pouca estrutura das comunidades formadas não produzem alterações visuais significativas e boa aceitação nas comunidades locais quando se compara as capoeiras em estágio inicial geradas com plantios com formação de florestas mais exuberantes, por exemplo. A condição ecológica e visual de "área abandonada" resulta no aumento da probabilidade de ocorrência de distúrbios naturais (p.ex. incêndios naturais) e principalmente antrópicos (p.ex. invasão de gado, incêndios criminosos etc), colocando em risco essas comunidades. Em relação a esse tratamento, com base nesse e em outros estudos que apresentavam bom potencial de expressão da regeneração local, mas seguem com a sucessão estagnada, recomenda-se reconsiderar a prática de simples isolamento e espera de 12-24 meses para que a regeneração potencial ocorra e então se decida ou não pelo seu manejo. Propõe-se após o cercamento da área a instalação de pequenas parcelas de 10 x 10 m, por exemplo, distribuídas aleatoriamente ou em faixas para receberem roçada semi-mecanizada com roçadeira costal (parcelas) ou mecanizada com roçadeira acoplada a trator (faixas), seguidas de algumas aplicações de herbicida, para a verificação rápida e real do potencial de regeneração local. Assim o tempo de espera é reduzido para a tomada de decisões quanto ao método de restauração a se adotar.

Os três tratamentos com condução da regeneração natural apresentaram certa melhoria na eficiência ecológica alcançada, mas também tiveram os custos elevados (T2-T4 - Tabela 10 e Figura 54). A regeneração arbustiva do IZ, mediante monitoramento especialmente entre o 3°-6° ano após início do manejo, na qual se espera um maior ingresso de espécies arbóreas; poderá se tornar um gatilho para a aceleração da sucessão que não ocorreu no tratamento Controle. As moitas formadas, que são dependentes do aumento da densidade de indivíduos mesmo com área de copa pequena, seguirão controlando as gramíneas e mesmo que de forma lenta, contribuindo para a regeneração de espécies florestais tanto pioneiras (entre moitas e em suas bordas), quanto secundárias iniciais sob suas copas. Destaca-se a dominância da espécie *S. paniculatum* que também contribui com a atração da fauna acelerando o processo sucessional. Nesse cenário, futuramente poderão ser implementadas ações de restauração

complementares como plantio de adensamento e plantio ou semeadura de enriquecimento, inclusive prevendo o desbaste de parte desses regenerantes arbustivos em pontos específicos e/ou faixas (como sugerido a seguir para o uso da mamona). Assim como no tratamento Controle todos esses benefícios ecológicos e custos associados deverão ser avaliados e monitorados para reduzir a "perda de oportunidade de restauração" com comunidades estacionárias sem eficiência ecológica relevante que, como apresentado, possuem custos que em longo prazo podem não compensar financeiramente já que o que se espera é estruturação de florestas e logo. Conforme vem sendo amplamente recomendado pela literatura científica, tanto no tratamento Controle quanto nos que tiveram a regeneração manejada, os plantios de adensamento ou plantio ou semeadura de enriquecimento poderão ser realizados em ilhas, reduzindo os custos e aumentando a área de abrangência comparativamente aos plantios tradicionais em área total.

Já em uma escala quase três vezes maior por eficiência ecológica e custos estão os plantios de baixa diversidade com somente duas espécies pioneiras com e sem fertilização da regeneração (T5-T6 - Tabela 10 e Figura 54). O tratamento T6 apresentou-se mais caro devido à fertilização dos regenerantes, mas com eficiência ecológica menor pelo resultado do comprometimento da sobreviência desses regenerantes. É relevante destacar que os custos de plantios como esses tratamentos são muito similares, senão iguais, a plantios com alta diversidade como em T12 (Recobrimento+diversidade) e a eficiência ecológica é inferior, desde que as espécies de diversidade plantadas em T12 sobrevivam e cresçam como será discutido no item a seguir. Por isso não se justificaria, por custo, a utilização de baixa diversidade em plantios de restauração uma vez que eles serão dependentes de constante monitoramento para assegurar o enriquecimento natural ou decidir pelo plantio ou semeadura de enriquecimento. Deve-se ressaltar que as campanhas de avaliação e monitoramento dos plantios também contribuem com a elevação dos custos e devem ser consideradas na decisão inicial por qual método adotar. Outro aspecto negativo importante a se considerar é a possibilidade de morte sincrônica das espécies plantadas e a perda significativa do dossel, reforçando não só a importância de uso de mais diversidade em todo o plantio, mas também nas linhas de recobrimento.

O grupo de tratamentos utilizando a técnica de semeadura de mamona em faixas em consórcio com os plantios de nativas arbóreas apresentou eficiências ecológicas relativamente similares, mas custos bem distintos (T7-T11 - Tabela 10 e Figura 54). A atribuição de valores proposta na tabela 10 não destaca a importância e interdependência de certos processos ecológicos, como ingresso de espécies mais finais da sucessão, para a efetiva ocorrência de fases seguintes do processo de restauração. Por isso compreende-se sua limitação já que valores de eficiência ecológica muito próximos (como 14 e 16), na prática, podem representar comunidades e expectativas de trajetórias de restauração muito distintas em campo. Ressalta-se que as comunidades dos tratamentos 7-12 estavam jovens (oito meses) e as considerações realizadas são com base em expectativas diante dos resultados alcançados para os tratamentos 5 e 6 e a sobrevivência e crescimento similares observadas entre esses plantios.

Os tratamentos T7 e T8, com somente plantio das linhas de recobrimento, apresentaram custo reduzido pela menor densidade de mudas plantadas (833 ind.ha^{-1}). Eles têm custos diferentes devido aos gastos com a semeadura da mamona antes do momento do plantio, assim como T9 e T10. Do ponto de vista ecológico, se assemelham aos tratamentos 5 e 6 pela dependência de enriquecimento futuro, mas são mais dependentes de uma alta sobrevivência e crescimento homogêneo dos indivíduos plantados devido à menor densidade de indivíduos utilizada e distribuição intercalada com as faixas de mamona. Como possuem maior diversidade de espécies de recobrimento, tiveram melhores pontuações que T5 e T6 em relação aos processos de atração de dispersores e aumento na oferta de alimentos.

Os tratamentos 9 e 10 apresentam um custo 50% superior que T7 e T8, mas já contam com maior eficiência ecológica pelo plantio das espécies secundárias enriquecendo os dosséis transitórios das mamonas. Já o tratamento 11, com corte das mamonas, apresentou eficiência ecológica igual aos anteriores, mas o maior custo do estudo devido às operações de corte da mamona e necessidade de retomada das aplicações com herbicida sem que também fosse possível deixar de realizar o coroamento inicialmente previsto. Novas pesquisas deverão ser realizadas considerando o tratamento 11 para verificar o efeito da semeadura prévia de mamona ou outras espécies arbustivas em área total, com todos seus benefícios associados, para a posterior abertura de pequenas ou grandes clareiras e/ou faixas que possam receber plantios de mudas ou semeadura direta. O controle permanente das gramíneas e microclima ameno gerado por essas espécies arbustivas poderão revelar melhores relações custo-benefício com a adoção da estratégia proposta.

Por fim é discutido o tratamento com plantio convencional de recobrimento e diversidade. Ele apresenta, especialmente se comparado aos tratamentos com condução da regeneração, os maiores custos absolutos conforme já amplamente divulgado pela literatura científica. Todavia são pouco enfatizadas as maiores previsibilidades e a eficiência ecológica alcançada por esse método, assim como os custos relativos menores, especialmente no que tange ao tempo de construção das comunidades (24-36 meses), desde que bem implantados. O item a seguir foi proposto especificamente para refletir os benefícios ecológicos e custos comparando os métodos condução da regeneração natural e plantios de mudas tradicional (recobrimento e diversidade). Em termos de custo o T12 difere pouco dos plantios consorciados com mamona em T9 e T10 que foram enriquecidos (± 8,5%), porque embora necessite das intervenções com herbicida, as operações de semeadura da mamona e do coroamento inicial dos indivíduos não ocorreram no T12. Contudo deve-se destacar os outros benefícios da construção de dosséis transitórios arbustivos por semeadura além da "pequena redução do custo absoluto", como apresentado no Capítulo 3, entre eles: aumento da sobrevivência de espécies secundárias, melhoria do microclima local para indivíduos plantados ou semeados e regenerantes, possível atração de dispersores se utilizadas espécies zoocóricas, aporte de matéria orgânica, incorporação de nitrogênio no caso de espécies fixadoras, etc. Desta forma, o uso das espécies arbustivas consorciado com os plantios de recobrimento e diversidade é uma alternativa interessante por proporcionar uma série de benefícios ecológicos e ainda reduzir o custo total na escala de 8,5%.

Esses resultados enfatizam as diferenças entre sucessão secundária (T1), restauração conduzida (T2-T4) e restauração dirigida (T5-T12). Nas duas primeiras há dependência da natureza para a introdução ou não de novos indivíduos e espécies, não havendo controle sobre os atributos ecológicos das espécies colonizadoras, nem das densidades dos indivíduos e do arranjo espacial encontrado. Já na restauração dirigida as espécies são escolhidas intencionalmente por seus atributos e são controladas as densidades e o arranjo espacial em campo. Desta forma o manejo realizado otimiza as propriedades ecológicas escolhidas e deixa de ser um resultado aleatório, aumentando a previsibilidade e relativizando e reduzindo os custos. Mesmo diante de todo esforço investido na restauração conduzida, ainda que bem implementada em campo, resultará em uma taxa de retorno aleatória pela falta de controle. Somente em condições de paisagens muito favoráveis e uso pouco intensivo do solo poderia haver uma compensação dessa relação. Como exemplos podem ser citadas pequenas áreas abertas em regiões de alta cobertura de floresta ombrófila ou amazônica que apresentam rápida regeneração em densidade e diversidade adequadas. Por isso são necessários estudos econômicos aprofundados em projetos de restauração equalizando custos absolutos e relativos, considerando as devidas taxas de juros, mesmo que de valores baixos como em T1, mas ao longo de tantos anos sem benefícios ecológicos expressivos.

Outra reflexão importante a ser realizada é que se por um lado é necessário desenvolver estudos com métodos de restauração com aplicabilidade em larga escala, por outro a variabilidade no tempo e espaço dos resultados ecológicos destes estudos irá automaticamente fazer com que cada área estudada seja praticamente um estudo de caso. Do ponto de vista científico e experimental é importante garantir um maior número de repetições na busca por padrões gerais dos fenômenos biológicos estudados. Porém, quanto mais forem entendidos os gargalos ecológicos locais de cada área degradada (p.ex. pastagens), preferencialmente monitorados ao longo do tempo, mais assertivos serão os métodos de restauração propostos. Na prática isso implica na possibilidade real de adotar-se, para uma mesma propriedade e inclusive em pastagens ao redor de um mesmo fragmento, diferentes estratégias de restauração ecológica, dada a alta variabilidade espacial e temporal da resiliência pelo histórico particular de cada área, bem como dos fragmentos vizinhos. Diante disso, torna-se inegável a importância da presença e distância dos fragmentos atuando nas áreas em restauração para obtenção de melhores resultados ecológicos em projetos de restauração e extrapolação dos resultados obtidos nessa pesquisa. Portanto a incansável busca por métodos genericamente denominados "aplicáveis em larga escala" deverá ser reconsiderada em função de que escala se está considerando uma vez que para uma mesma propriedade, município ou Estado um mosaico de estratégias de restauração poderão e deverão ser adotadas.

Os resultados obtidos nesse estudo contribuem com todo setor de restauração ecológica, especialmente no contexto de pastagens em FES, mas que podem ser criteriosamente extrapolados para outros biomas e situações de degradação. Os resultados vão desde observações pontuais apresentadas nos itens que se seguem, para uso em viveiros ou por restauradores em campo, até a importante relação de custos e benefícios ecológicos resultantes do fechamento da tese, amparada em resultados estatísticos e em cálculos de custos detalhados, que podem auxiliar tomadores de decisão. Os principais resultados da tese também podem ser utilizados para a construção de políticas públicas atendendo tanto os pequenos quanto os grandes proprietários rurais conforme suas capacidades e obrigações específicas de investimento na restauração ecológica de suas propriedades. Diante dos métodos testados, os maiores custos absolutos, quando considerado o fator tempo, poderão ser relativizados para a obtenção de trajetórias de restauração com maior previsibilidade, maior sucesso dos projetos de restauração ecológica, maior conservação da biodiversidade e provisão de benefícios ecológicos; alcançando, portanto, o objetivo central da restauração na reconstrução de florestas semelhantes às de referência.

6. PARA ALÉM DA TESEMétodo de plantio de recobrimento e diversidade em área total *versus* método de condução da regeneração natural

A reflexão proposta nesse item está baseada na aprendizagem obtida na condução do projeto em campo que originou essa tese (mais de 4.000 mudas plantadas em boa parte pelo próprio autor), ao longo do curso de doutorado (disciplinas cursadas, visitas de campo, participações em eventos científicos, contato com pesquisadores e restauradores) e nos trabalhos técnicos com produção de mudas e plantios florestais que desenvolvo desde os primeiros contatos com a restauração em 2007.

As observações realizadas, fortemente corroboradas por estudos científicos (BARBOSA et al., 2007; RODRIGUES et al., 2009), me permitem inferir que a maioria dos projetos de restauração com uso do método de plantio de mudas que conheci na Mata Atlântica apresentam considerável grau de insucesso tomando como referência as florestas de referência do entorno e a eficácia da silvicultura aplicada em plantios de espécies comerciais. Em paralelo, nos últimos anos, a condução da regeneração natural tem se tornado o método de restauração cada vez mais em destaque, porque de fato apresenta um imenso potencial de uso (FERRAZ et al., 2014; MARTINS et al., 2014; REZENDE et al., 2015); mas em detrimento do plantio que, com certa razão, fica em posição de descrédito por boa parte dos resultados até então apresentados e, inevitavelmente, por seus altos custos (BRANCALION et al., 2012; BRANCALION et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017; TNC, 2017). Dois pontos devem ser destacados. O primeiro é a regionalização do potencial de uso da regeneração, negligenciado por muitos pesquisadores e restauradores, que ao tratar a Mata Atlântica como um "bioma homogêneo" não dão a devida relevância, por exemplo, à grave degradação das florestas estacionais semideciduais do interior (<10% de cobertura florestal); contra a exuberante e ainda representativa floresta ombrófila da Serra do Mar em São Paulo. Logo, devido aos diferentes potenciais de resiliência e presença de cobertura florestal, os biomas devem ser cuidadosamente interpretados para a escolha de conjuntos de métodos de restauração eficientes do ponto de vista ecológico e econômico. A segunda é a qualidade com que os plantios de mudas estão sendo feitos na restauração ecológica, sendo esse o foco da reflexão aqui apresentada.

Empresas eucaliptocultoras possuem índices de mortalidade no plantio inicial de no máximo 10%, sendo mais comum valores de 5-8%, que após o replantio alcançam 2-3%. Em contrapartida em plantios de restauração predominam mortalidades visualmente constatadas entre 20-40%, sendo alcançados comumente valores de sobrevivência de somente 80-90% após o replantio. Diante desses valores discrepantes, intriga a justificativa de que seria a maior diversidade a causa de tamanhas perdas nos plantios de restauração, como muitos pesquisadores e restauradores defendem. Ao menos as espécies de recobrimento, sabidamente mais rústicas e mesmo apresentando alta variabilidade genética, não seriam capazes de apresentar índices de sobrevivência e crescimento rápido e uniforme mais similares aos diferentes gêneros, espécies e materiais genéticos hibridados que popularmente são tratadas como uma única espécie (eucalipto)? Além disso, os critérios e pesos para controle de qualidade de mudas nativas na saída do viveiro e após os plantios no campo seriam comparáveis às avaliações rigorosas e minuciosas que não aceitam mais que 5% de não conformidade na silvicultura?

Fazendo a analogia da restauração ecológica com a medicina, conforme Temperton (2007), por muitas vezes me ocorreu estar avaliando a sobrevivência de plantios na unidade de tratamento intensivo (UTI), sendo que o esperado era atuar na maternidade. Também refletia se o termo "cova", historicamente utilizado para designar o local de plantio das mudas, estava sendo corrigido adequadamente para "berçário" como vem sendo tentado ultimamente. Com base nessas inquietudes, são apresentados e discutidos os três temas que, ao meu entender, são os mais

responsáveis pela qualidade e sucesso dos plantios de restauração: qualidade das mudas, disponibilidade hídrica (irrigação) e fertilização do solo. Será dado foco na estruturação florestal e, portanto, espécies de recobrimento, considerando que consequentemente os mesmos procedimentos devem ser aplicados nas espécies de diversidade que seguirão vivas e crescendo bem sob os dosséis formados.

Em relação às mudas, um parâmetro prático de ser observado e talvez o mais determinante na sobrevivência em campo que é pouco atentado na restauração é o grau de ativação do sistema radicular, ou seja, a quantidade de raízes sendo emitidas. Características como retidão; altura; diâmetro do colo; número de par de folhas; ausência de sintomas de deficiência nutricional e de ocorrência de pragas e doenças; e volume de raízes produzidas e consistência do torrão formado são características básicas que devem ser garantidas com qualidade em qualquer viveiro. O conceito que mudas são perecíveis e passado o prazo ideal de validade a perda de qualidade passa a comprometer o desempenho no campo deve estar claro para o setor de restauração ecológica assim como é para o de silvicultura. Provavelmente pelas indefinições em relação ao código florestal e não formação de um mercado consumidor bem definido e constante, a falta de ou atraso na saída das mudas para campo dos viveiros de nativas compromete a qualidade e impacta principalmente o sistema radicular. Por essa pouca demanda os viveiristas não podem fertiliza-las e por isso acabam ficando excessivamente rustificadas, principalmente pela falta de nitrogênio, principal promotor do crescimento vegetativo (MARSCHNER; 1995; MALAVOLTA, 2006; SORREANO et al., 2012). Então além da parte aérea, com folhas e ramos ficando mais coriáceos, menos expandidos e adquirindo coloração amarelo-avermelhada, as raízes tendem a mudar de coloração passando de um padrão de cor amerelo-esbranquiçado para marrom-enegrecido em função da alta rusticidade adquirida (GONÇALVES et al., 2000; SILVEIRA et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2016). Esse tipo de muda é popularmente denominado entre viveiristas e plantadores como "mudas mumificadas", pois apresentam pouca ou nenhuma resposta de rápida emissão radicular após os primeiros dias de plantio em campo. Muitas vezes elas morrem antes mesmo de conseguirem se estabelecer ou em outros casos permanecem por um longo tempo sem arrancarem no crescimento, como foi verificado por boa parte das mudas da espécie *C. myrianthum* dos tratamentos com plantio de baixa diversidade que ficaram suprimidas pelas de *T. micrantha*. A mesma disparidade foi observada para mudas de espécies clímaces que tipicamente são tratadas como de difícil sobrevivência e pouco crescimento. Alguns indivíduos de algumas espécies, como *Poecilanthe parviflora* e *Cariniana estrelensis*, se estabeleceram e apresentaram excelente padrão de crescimento, inclusive semelhante a espécies secundáriais iniciais. Entretanto eles estavam presentes em uma baixíssima frequência sendo que para cada indivíduo bem estabelecido ocorriam de forma muito discrepante dois ou três mortos da mesma espécie que sequer conseguiram se estabelecer por provavelmente estarem sem sistema radicular ativo. Talvez desta forma o termo "mudas mumificadas" pudesse ser aplicado adequadamente para plantios que realmente estão sendo realizados em "covas".

Na silvicultura tem-se muito claro que a responsabilidade do viveiro na qualidade das mudas para sobreviverem em campo se estende até o período de enraizamento e fixação no solo, que normalmente é avaliado para o replantio entre 30-60 dias. Uma vez estabelecidas, possíveis mortes ocorridas devem ser atribuídas a outros fatores que não sejam o viveiro (falta de controle do competidor, deriva de herbicida, estiagem, ataque de formigas cortadeiras, pragas, doenças, geadas etc). Se ocorrer mortalidade imediatamente após plantio ou se deve à qualidade das mudas ou a execução do plantio de forma inadequada. Assume-se que, diante da capacidade de planejamento e treinamento das equipes responsáveis, o plantio será bem executado tanto nas operações antes e durante o plantio (controle de competidores pré-plantio e formigas cortadeiras, subsolagem, aplicação de cupinicida nas mudas, plantio e fertilização), quanto nas de garantia de sobrevivência até a avaliação da mortalidade com ± 60 dias. Desta forma,

desconsiderando-se casos excepcionais (geadas, outras pragas que não formigas cortadeiras etc), a única operação que tem a tomada de decisão por um critério subjetivo é a irrigação, sendo a umidade adequada do solo o segundo aspecto importante a ser discutido. Como demonstrado no ANEXO H as chuvas estão cada vez mais imprevisíveis e limitando a execução dos plantios mesmo nos meses de maior precipitação em que normalmente se iniciam (novembro-dezembro). Para sustentar uma umidade mínima necessária para enraizamento da muda no solo espera-se que as chuvas ocorram o mais próximo possível do momento do plantio e com volume adequado. O solo do berço deve ser efetivamente assentado para próximo ao torrão pela água, de modo a estabelecer uma comunicação com o sistema torrão-solo. Havendo suspeita de não ocorrência de chuva no momento do plantio, a irrigação passa a apresentar caráter obrigatório (caso não seja utilizado hidrogel), podendo ter que ser repetida mediante a persistência da estiagem durante os primeiros dias pós-plantio, tão determinantes na sobrevivência. Portanto, assumindo-se que as operações silviculturais básicas serão bem executadas, a sobrevivência até os 30-60 dias se resumiria na dependência de mudas com qualidade e chuva ou irrigação adequadas.

Tratando-se de mortalidade pós-plantio ou replantio, que são determinantes nos resultados finais das comunidades, avaliações mais precoces já verificariam e permitiriam a correção sem ter que aguardar 12 meses ou mais como normalmente os protocolos de monitoramento determinam (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; VIANI et al., 2017). Esses protocolos geralmente voltam-se principalmente para os aspectos ecológicos (riqueza, área basal, altura, área de copa etc) e dão pouca importância a variável precursora de qualquer resultado de sucesso que o projeto possa ter: sobrevivência. Em outras palavras, sendo sobrevivência tão determinante no sucesso, não necessitaria esperar 12 meses para avaliar algo que já poderia ter sido concluído com 30-60 dias após o replantio. Mudas boas e bem plantadas e estruturadas na estação chuvosa apresentariam menor probabilidade de mortalidade após esse período inicial crítico. Além disso, pelo tempo transcorrido já não é possível identificar os verdadeiros filtros ecológicos que podem ter sido determinantes na mortalidade. As *framework species* (GOOSEM; TUCKER, 1995; ELLIOTT, et al. 2003), utilizadas como base no desenvolvimento do conceito dos plantios de recobrimento e diversidade (RODRIGUES, 2011), antes do rápido crescimento em altura e abertura de copa, necessitam apresentar alta sobrevivência em campo como característica imprescindível para essas espécies. E isso parece estar sendo esquecido ou negligenciado nos primeiros meses dos plantios de restauração.

Por fim, além de mudas de boa qualidade com raízes ativas que tenham água disponível após o plantio, o terceiro fator associado ao manejo em campo que é altamente determinante no crescimento e até então ainda pouco explorado na restauração é a fertilização. As espécies nativas apresentam potencial de crescimento em campo que pode ser considerado ainda desconhecido diante do uso de recomendações, produtos e planos de manejo nutricionais mais adequados (Capítulo 1 desta tese; CAMPOE et al., 2010). Como exemplos de possibilidades podem ser citados o uso do próprio fertilizante N:P:K em dose, proporção e frequência mais intensivas; dos micronutrientes já utilizados há tempo na silvicultura; dos fertilizantes de liberação controlada; de aplicações foliares; de implantação de monitoramento nutricional; do uso de fertilizações corretivas etc. Quando bem fertilizadas e estruturadas no período chuvoso, além de ter a sobrevivência de indivíduos elevada, as mudas desses plantios arrancam melhor em crescimento, minimizam os efeitos do déficit hídrico da estação seca que se segue e iniciam um rápido crescimento com o início das primeiras chuvas da estação chuvosa seguinte.

Outro conceito estabelecido na silvicultura é que "a floresta se forma no primeiro ano de plantio". Executando-se bem os protocolos de plantio e cumprindo as operações de manutenção, o desenvolvimento adequado das florestas ao longo dos 12 primeiros meses será determinante na retroalimentação positiva do sistema e, consequentemente, aumento das chances de sucesso dos projetos. O crescimento rápido e uniforme dos indivíduos

plantados, principalmente das espécies de recobrimento, contribuem em muito na limitação da ocorrência de mato-competição (especialmente gramíneas – vide imagens comparativas do resultado de plantio de restauração com manejo intensivo *versus* tradicional apresentado por Campoe et al. 2010). E a falta desse efeito positivo que hoje tem resultado nos gastos excessivos com aplicações de herbicida ao longo do tempo de manutenção dos plantios. Tem-se dado muito foco no controle e esquecido da contribuição que as próprias plantas podem realizar com o sombreamento da área crescendo de forma rápida e uniforme.

Alcançando finalmente o tema custo é proposto o gráfico conceitual apresentado na figura 55. Nele é apresentada uma simulação de investimento e retorno em plantios de recobrimento e diversidade de restauração ecológica com foco na estruturação de um dossel através da garantia de alta sobrevivência e crescimento rápido e uniforme dos indivíduos das espécies de recobrimento, especialmente na primeira estação chuvosa. No modelo proposto altera-se um pouco a concepção do total de investimentos realizados com as operações ao longo do tempo, especialmente quando considerada a quantidade de mudas replantadas e o número e intensidade de intervenções para controle de competidores. São apresentados três tipos de plantios. O plantio tradicional apresenta menores investimentos no início, como utilizando mudas de menor qualidade (sem raízes ativas) e fertilizando pouco, resultando em baixa sobrevivência e crescimento desuniforme e lento dos indivíduos. Isso implica na necessidade de intervenções mais frequentes e pesadas, como por exemplo, replantios e controle de competidores, que por sua vez elevam os custos totais e o prazo de manejo da comunidade. Em uma segunda posição está um plantio considerado intermediário, por investir um pouco mais nas fases iniciais e reduzir o custo total, mas ainda necessitando de um longo período de manejo. Por fim é apresentado o plantio otimizado, compreendendo os pontos discutidos até aqui, implica em maiores investimentos iniciais (muda de alta qualidade, irrigação e fertilização – Figura 55 – imagem A), resultando em alta sobrevivência e indivíduos bem estruturados que suportem a fase mais crítica da seca para os próximos meses (Figura 55 – imagem B) e tenham a capacidade de arrancar homogeneamente com a retomada das chuvas na estação chuvosa seguinte. Destaca-se que o plantio, até então inexpressivo na área (Figura 55 – imagem B), em apenas sete meses transforma o ambiente aberto a pleno sol, para fechado e sombreado devido ao dossel estruturado de forma rápida e homogênea (Figura 55 – imagem C). Esse modelo permitiria uma redução do custo total do projeto pela necessidade de intervenções menos frequentes e com menor intensidade, e encerramento das atividades de manejo mais precocemente como foi obtido no projeto de pesquisa.

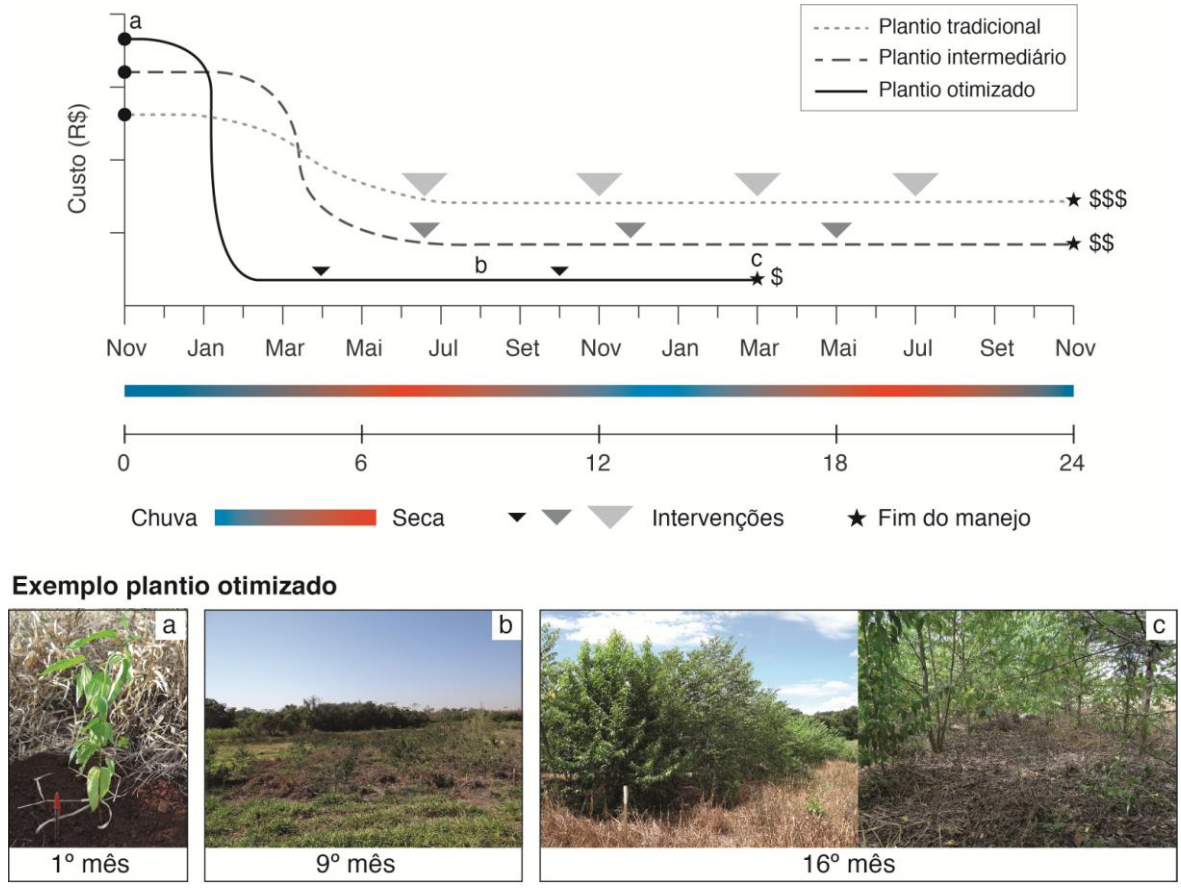

Figura 55. Gráfico conceitual simulando a interação de investimento e retorno com foco na estruturação florestal em plantios de restauração de recobrimento e diversidade tradicionais (menores investimentos no início, com custo total elevado e tempo longo de manejo intensivo), com nível intermediário (investimento inicial maior, reduzindo o custo total, mas ainda necessitando de 24 meses para fim do manejo) e otimizado (elevado custo inicial reduzindo o custo e tempo total de término do manejo), levando em consideração as estações chuvosas e secas esperadas para a FES. O plantio otimizado foi ilustrado com base nos resultados obtidos nos tratamentos com plantio de baixa diversidade do experimento: a) muda de alta qualidade irrigada; b) plantio com alta sobrevivência aos nove meses suportando a primeira estação seca; c) explosão de crescimento na estação chuvosa seguinte resultando no fechamento rápido e homogêneo do dossel. Imagens do IZ: A – 2016, B – 2017 e C e D – 2018.

De forma geral, predominam no modelo os conceitos já amplamente difundidos na silvicultura de espécies comerciais e aplicados para nativas por Campoe et al. (2010). Assim como plantios comerciais exigem celeridade no crescimento das árvores visando a produção madeireira, a fase de estruturação na restauração tem como objetivo inicial a homogeneização do ambiente pelo sombreamento criado com o dossel, também dependente do crescimento uniforme e rápido das árvores. A diferença básica é que enquanto o primeiro "armazena" madeira abaixo do dossel, o segundo irá conservar diversas espécies da flora e fauna.

A uniformidade inicial em plantios de eucalipto com 12, 18 e 24 meses foi correlacionada à uniformidade e produtividade ao final da rotação, sendo as áreas mais uniformes as mais produtivas (HAKAMADA et al., 2015). Já Campoe et al. (2010) verificou uma sobrevivência 8% superior e 19 das 20 espécies nativas plantadas sob manejo intensivo apresentaram uma produtividade média 2,7 vezes superior ao manejo tradicional. Esses trabalhos reforçam a importância da construção do dossel rápido e uniforme na restauração tanto quanto na silvicultura, ainda que com objetivos finais distintos.

As imagens apresentadas na figura 55 – A-C se referem ao plantio de apenas duas espécies de recobrimento (*T. micrantha* e *C. myrianthum*) utilizadas nos tratamento de baixa diversidade. Pelo fato de *T. micrantha* dominar as comunidades (Figura 25 - A) poderia-se interpretar que o rápido crescimento obtido entre o 9° e o 16°

mês se deve exclusivamente às características da espécie. Além de *T. micrantha*, verificou-se que, espécies que também apresentam ampla distribuição no Brasil como *Croton floribundus*, *Croton urucurana*, *Solanum granulosoleprosum* e G*uazuma ulmifolia*, apresentaram potencial para proporcionar a estruturação de dosséis com velocidade e uniformidade similar a *T. micrantha*. *C. myrianthum* e *Senna multijuga* também poderiam ser exploradas, porém como uma densidade menor devido ao padrão de copa mais aberto.

Na figura 56 é apresentado um comparativo com as estimativas dos percentuais dos custos por item e acumulados para os principais componentes dos custos dos plantios tradicional e otimizado, bem como os resultados esperados para cada situação. O plantio tradicional (Figura 56 – A), por investir menos na qualidade das mudas, fertilização e irrigação, tem altos custos com herbicida e percentual de replantio expressivo. Isso resulta em projetos com sobrevivências finais de ± 85%, com dosséis crescendo lentamente e heterogêneos, o que faz aumentar a chance de insucesso dos projetos. De forma oposta, no plantio otimizado (Figura 56 – B), 70% do investimento é realizado para assegurar mudas de boa qualidade, fertilização e irrigação. Uma vez bem estabelecida e com alta sobrevivência (95%), o crescimento rápido e homogêneo do dossel criado a partir dessa comunidade contribui com o sobreamento dos competidores e reduz os custos de controle. Além disso, a necessidade de replantio esperado passa a ser bem menor, reduzindo também o custo dessa operação e a necessidade de se adquirir 30% mais mudas, insumo de maior custo do plantio (Figura 56 – Outros). Dessa forma se obtém uma comunidade florestal reconstruída mais próxima ao ecossistema de referência com custo total menor, em menos tempo e com maior previsibilidade e chances de sucesso. Ressalta-se que se os tratos silviculturais foram bem aplicados às espécies de diversidade tanto quanto às de recobrimento, por isso é totalmente possível alcançar-se altos índices de sobrevivência e crescimento em plantios com alta diversidade, principalmente devido ao uso de muda de alta qualidade no princípio dos projetos.

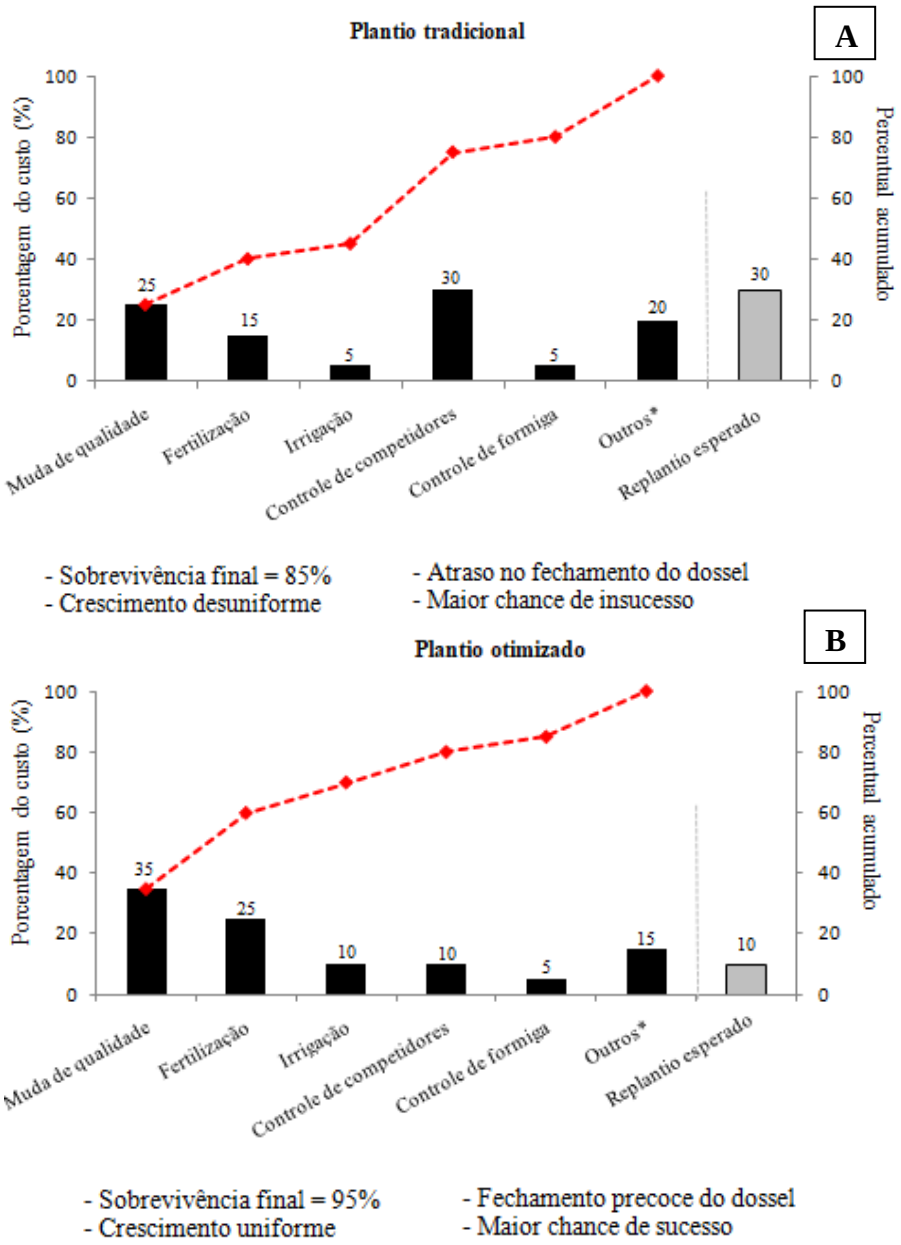

Figura 56. Porcentagens aproximadas dos custos por item e acumulada para plantios tradicionais (A) e otimizados (B) com os respectivos resultados esperados para replantio, sobrevivência final, uniformidade de crescimento, tempo de fechamento do dossel e chances de sucesso do projeto de restauração. Gráfico A elaborado a partir de custos médios de plantios operacionais obtidos com empresas de restauração e através da literatura. Gráfico B elaborado a partir de percentuais de custos próximos aos encontrados no desenvolvimento do experimento da tese. *Outros = Limpeza de área, subsolagem, plantio, replantio, construção de aceiro.

A partir da reflexão apresentada são sugeridos alguns procedimentos operacionais e temas de pesquisa visando aumentar a qualidade dos plantios de restauração para que possam apresentar melhores resultados ecológicos e custos menores:

- organizar e estruturar o setor de restauração, bem como políticas públicas, de forma a garantir o mínimo de fluxo de saída das mudas dos viveiros para que possam assegurar lotes com qualidade e principalmente raízes bem formadas e ativas;

- inserir ou aumentar o controle de qualidade em viveiros e nos plantios com critérios rigorosos para cada parâmetro estabelecido e, diante de índices inadequados de não conformidade, não realizar o plantio das mudas e/ou imediatamente corrigir as operações em campo;
- realizar impreterivelmente uma operação de irrigação (exceto se o plantio for realizado sob chuva que umedeça adequadamente o solo próximo a muda), para melhorar a comunicação da muda com o solo e evitar riscos de falta de chuva nos dias seguidos ao plantio. Em caso de necessidade realizar novas operações de irrigação;
- fertilizar adequadamente as mudas visando máximo crescimento. Aplicar no mínimo uma fertilização de plantio e duas de cobertura (N:P:K + micronutrientes) com doses e balanços nutricionais recomendados com base nos resultados de análises de solo das áreas a serem restauradas;
- testar o uso das espécies de recobrimento sugeridas em maior proporção: *T. micrantha* (16%), *C. floribundus* (16%), *C. urucurana* (16%), S. *granulosoleprosum* (16%); G. *ulmifolia* (16%), *C. myrianthum* (5%), *S. multijuga* (5%) e entre os 10% restantes podem ser distribuídas as outras ±10 espécies que normalmente são utilizadas em linhas de recobrimento. Esse grupo funcional de espécies de FES pode ser considerado especial porque além de garantir rápido crescimento e abertura de copa aparenta resistir bem às condições de plantio e, portanto, apresentar altos índices de sobrevivência. Na mesma linha deverão ser escolhidas espécies da linha de diversidade que apresentem maior capacidade de sobrevivência em campo ou que, em média, são expedidas apresentando um padrão de qualidade médio superior para a maioria dos viveiros. Assim essas espécies poderão ser utilizadas em uma maior proporção para garantir a densidade e distribuição adequadas dos indivíduos necessários para formar o dossel responsável pela substituição do dossel estruturado pelas espécies de recobrimento, ou seja, assegurar a fase de consolidação para que posteriormente siga ocorrendo a maturação;
- priorizar o uso de mudas produzidas em recipientes maiores como tubetes de 280 cm³ ou em saco plástico com volume maior de substrato que tendem a ter um sistema radicular mais bem desenvolvido e apresentam maior capacidade de armazenamento de água comparativamente a mudas produzidas em recipientes menores;
- investir em melhoramento genético principalmente das espécies de recobrimento sugeridas, com seleção de indivíduos superiores (fuste retilíneo, maior crescimento e abertura de copa) para que possam formar áreas de produção de sementes (APS), facilitando a coleta de sementes e padronizando um rápido crescimento dos plantios de recobrimento futuros. Para evitar possíveis riscos de redução da variabilidade genética os indivíduos superiores de cada espécie podem ser selecionados em vários plantios de uma mesma região e/ou de tempos em tempos serem realizados plantios de enriquecimento com baixa densidade de indivíduos com o intuito de proporcionar o aumento da variabilidade intraespecífica;
- para essas mesmas espécies realizar testes de fertilização potencial em diferentes climas e solos;
- estabelecer um programa mais precoce de avaliações dos plantios (avaliações mais simples e mensais pelo menos no primeiro semestre e a seguinte com 12 meses) de forma a assegurar a formação crucial da floresta nos 12 meses iniciais;
- promover a criação, capacitar e incentivar por meio de políticas públicas, empresas de execução de projetos de restauração que perdurem e mantenham o nível de qualidade das operações similares ao que se espera para uma silvicultura básica com qualidade.

Ao que parece, o problema dos plantios de restauração está mais vinculado à aplicação inadequada de técnicas silviculturais que há tempo se tem conhecimento e são bem utilizadas em empresas florestais de espécies exóticas. Se sustentada por futuras pesquisas científicas de restauração ecológica em campo, como por exemplo, com qualidade de mudas, irrigação, fertilização, etc; tal compreensão primeiramente contribuiria para a melhoria dos

resultados finais dos plantios e redução dos custos. Em segundo lugar permitiria aumentar a previsibilidade das trajetórias de restauração, especialmente quando comparado com o método de condução da regeneração; para se alcançar uma comunidade biodiversa e que se sustente no tempo como as florestas de referência. Pelo desempenho observado em campo nesse experimento, muitas espécies nativas utilizadas em plantios de restauração podem sim alcançar excelentes resultados similares aos verificados para a silvicultura de espécies comerciais (CAMPOE et al., 2010). O setor de restauração hoje, mais que simplesmente restabelecer ecossistemas naturais, tem um compromisso econômico e social muito grande com o Brasil diante de milhares de hectares a serem restaurados, da crescente redução dos serviços ecossistêmicos prestados pela natureza e pela perda da biodiversidade gerada pela degradação das florestas naturais. Talvez assim as relações custo-benefício passem a apresentar melhores resultados e diante da imprevisibilidade e longo tempo demandado pela regeneração natural, investir bem e em prazo curto em plantios com qualidade seja mais econômico e ecologicamente viável para a restauração florestal.

6.2 Uso de drone no monitoramento de áreas em processo de restauração em pastagens

O uso de drones na restauração ecológica é um tema recente na literatura científica e tem crescido frente à demanda de se avaliar e monitorar as extensas áreas em processo de restauração por todo o mundo (ZAHAWI et al., 2015; ELLIOTT, 2016; ALMEIDA et al., 2019; REIS et al., 2019). Atualmente os 5.229 indivíduos vivos e plaquetados que necessitam seguir sendo monitorados no IZ demandam muito recurso financeiro e humano para as longas campanhas de campo. Desta forma foi testado o uso do drone na avaliação da cobertura de dossel das comunidades em processo de restauração nas pastagens do IZ de forma a contribuir com a avaliação e monitoramento contínuo das mudanças da estrutura dessas comunidades ao longo do tempo. Esse estudo também é importante por avaliar comunidades com regeneração arbustiva densa e em estágio inicial, o que dificulta o processamento das imagens.

Para isso estão sendo realizados voos semestrais, sendo o primeiro feito no fim da estação seca de 2018 (12 e 13/08/2018) e o segundo já na estação chuvosa, em (15/01/2019). Previamente foram instalados 17 marcos com proteção contra animais e contendo um ponto central destacado para que fosse georreferenciado e identificado nas imagens dos voos, sendo 4 nos blocos IZ1, IZ3 e IZ4 e 5 no bloco IZ2 (Figura 57 – A). O equipamento utilizado foi um drone da marca DJI modelo Phantom4, com câmara RGB acoplada (Figura 57 – B). Também foram coletados pontos de controle com GPS de alta precisão (RTK Geomax Zenith 25) para fazer o georreferenciamento preciso das imagens capturadas (Figura 57 – C). Ambos os voos tiveram as coordenadas determinadas previamente e foram realizados nos quatro blocos de estudo a uma altura nominal de 40 metros e sobreposição das imagens acima de 80% (Figura 57 – D). A resolução espacial alcançada foi de 2 centímetros e o número de imagens coletadas foi de aproximadamente 200 por voo e bloco.

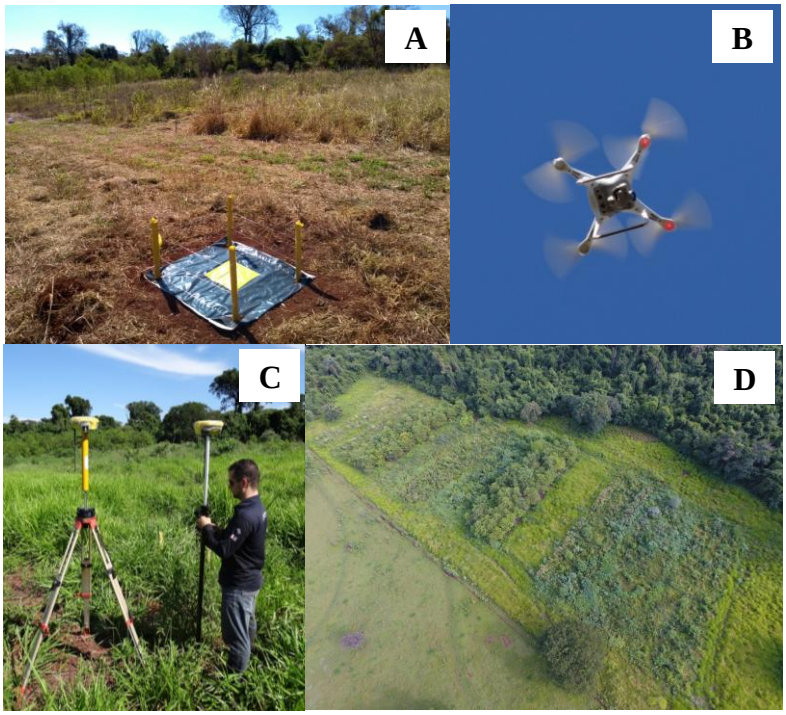

Figura 57. Marcos para georreferenciamento instalados em cada vértice das áreas de estudo (A). Drone DJI Phantom4 em pleno voo fazendo os registros das imagens (B). Coleta dos pontos georreferenciados com GPS RTK de alta precisão (C). Exemplo de imagem bloco IZ3 capturada com drone do (D). Imagens registradas em 2018 e 2019 no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

As imagens capturadas na estação chuvosa foram processadas utilizando o software Agisoft PhotoScan Professional para gerar o modelo de elevação digital da vegetação presente nas áreas restauradas. Posteriormente foi gerado o modelo digital de elevação do terreno. Pela subtração dos modelos digitais de elevação da vegetação presente nos quatro blocos de seus respectivos modelos de terreno chegou-se à altura dos pixels, que em conjunto representam a altura do dossel. As alturas foram segmentadas em quatros classes: 0-1,25; 1,25-2,25; 2,25-4,25; > 4,25 m.

Os resultados obtidos são apresentados na figura 58 onde é possível verificar as diferenças na cobertura dos indivíduos arbustivos e arbóreos comparativamente entre repetições de um mesmo tratamento (blocos IZ1-IZ4) e entre tratamentos. Os dois tratamentos com plantio (Plantio baixa diversidade sem fertilização da RN e Plantio baixa diversidade com fertilização da RN) apresentaram claramente maior cobertura (maior porcentagem de ocupação de pixels maiores que 4,5 m) comparativamente aos tratamentos com somente regeneração, na qual também é possível observar-se uma tendência de aumento da cobertura e de complexidade da estrutura (mais moitas e moitas maiores) à medida que se intensifica o manejo, assim como os resultados apresentados para a vegetação nos capítulos 1 e 2 (Figura 58). Verifica-se também a maior cobertura e melhor estrutura da vegetação do bloco IZ1 para a maioria dos tratamentos, assim como foi verificado nas análises dos dados biométricos da vegetação.

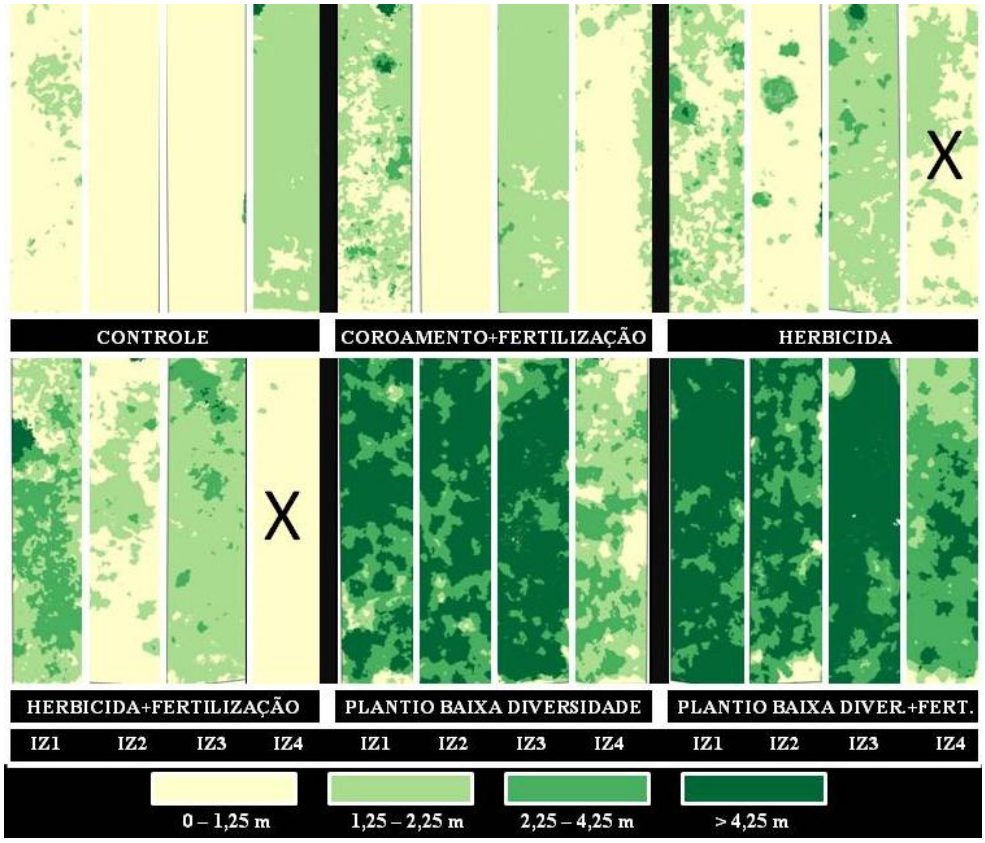

Figura 58. Modelo de cobertura do dossel com base na altura da vegetação presente nos tratamentos com regeneração (Controle, Coroamento+fertilização, Herbicida e Herbicida+fertilização) e plantio de baixa diversidade sob-regeneração (Plantio baixa diversidade sem fertilização da RN e Plantio baixa diversidade com fertilização da RN) no estudo de restauração ecológica de pastagens abandonadas do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. As repetições do bloco IZ4 dos tratamentos Herbicida e Herbicida+fertilização foram abandonadas. Imagens capturadas em jan./2019.

Alguns ajustes necessitam ser realizados diante de situações ambientais verificadas em campo. Um deles é a ocorrência de trepadeiras sobre o colonião verificada no tratamento Controle do bloco IZ4. Como essa gramínea apresenta altura superior a 1,25 m e a presença das trepadeiras sobre elas gerou um processamento equivocado das imagens, observa-se uma cobertura de quase 100% da área na faixa de 1,25-2,25. Em outro caso, as repetições do bloco IZ3 para os tratamentos Coroamento+fertilização, Herbicida e Herbicida+fertilização geraram outra interpretação equivocada no processamento das imagens. Na estação chuvosa o bloco IZ3 é infestado por espécies herbáceas de grande porte (1,5-2,0 m) que foram classificadas pertencendo à faixa de cobertura 1,25-2,25 m e cobrindo as parcelas quase que em sua totalidade. Como elas apresentam ciclo de vida curto e não contribuirão para a formação do dossel florestal nas áreas, elas não podem ser consideradas um grupo de espécies interessante no manejo da regeneração. Entretanto, elas podem apresentar alto potencial de uso similar ao que foi testado para a mamona no Capítulo 3 com objetivo de controlar as gramíneas e melhorar o microclima para estabelecimento e crescimento de espécies arbóreas. Além do ciclo de vida curto, elas apresentam rápido crescimento, não são lignificadas, produzem grande quantidade de sementes para otimizar a coleta e uso na semeadura, e alcançam alturas relativamente elevadas; além de serem nativas regionais. Desta forma elas serão identificadas e sugeridas em experimento futuros. O próximo passo para se tentar ajustar particularidades na interpretação das imagens é associar ao modelo de cobertura do dossel com base na altura, a classificação dos pixels também por cores através da matiz. Assim será possível diferenciar os padrões de cor das espécies sem interesse (gramíneas e herbáceas), das arbustivo-arbóreas.

De forma adicional é apresentado na figura 59 um quadro comparando as diferenças verificadas por tratamento para a distribuição dos pixels em classes de alturas. Através da linha de tendência é possível observar, assim como foi verificado medindo as plantas em campo, a predominância de maiores porcentagens de pixels e uma tendência de decréscimo à medida que se intensifica o manejo da regeneração natural até os tratamentos com plantio na menor classe de altura (Figura 59 - A). Elevando-se as classes de altura, a porcentagem de pixels nos tratamentos Controle e com manejo da regeneração menos intensivo é reduzida e em contrapartida passa a elevar-se nos tratamentos com manejo mais intensivo (Figura 59 – B e C).

A alta porcentagem de pixels na classe de altura maior que 4,25 m predomina somente nos dois tratamentos com plantio de mudas (Figura 59 – D), que comparativamente aos tratamentos com regeneração natural, apresenta cobertura mais uniforme na área das parcelas (Figura 59).

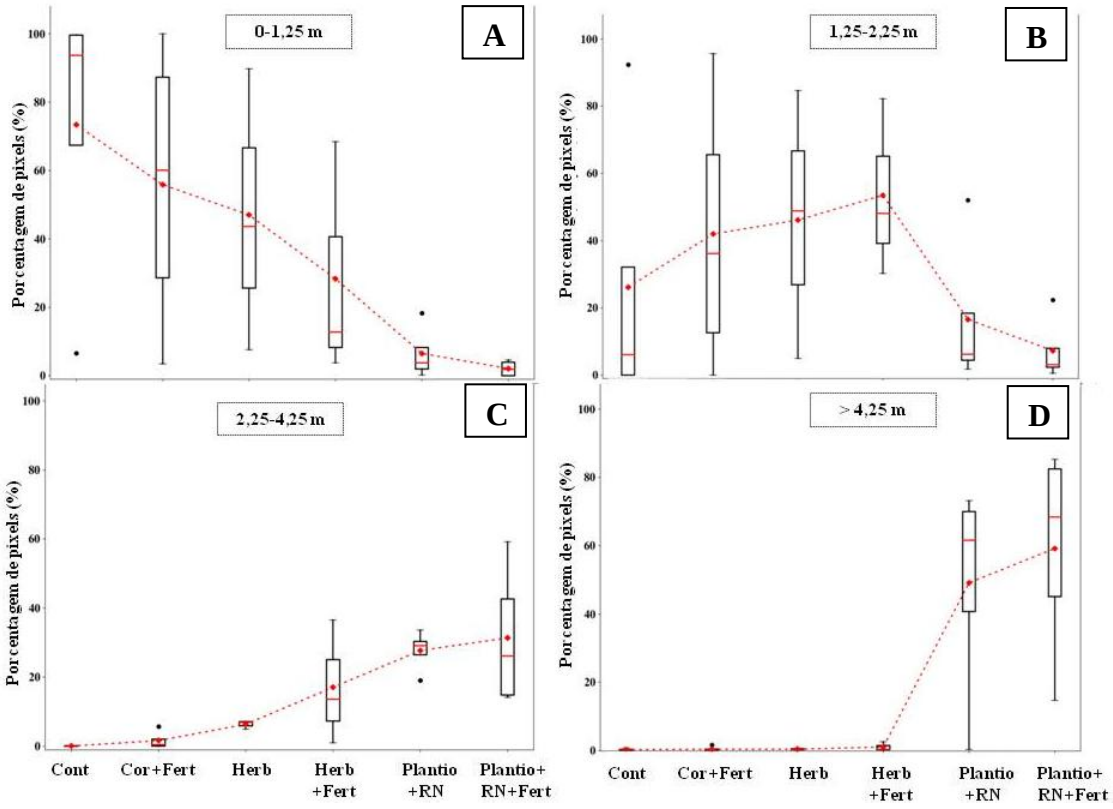

Figura 59. Boxplots dos percentuais de pixels por tratamento para cada classe de altura (0-1,25 m – A; 1,25-2,25 - B; 2,25-4,25 - C; > 4,25 m – D) estabelecidos para a vegetação presente nas áreas utilizadas no estudo de restauração de pastagens abandonadas do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. N = 4 para Controle, Coroamento+fertilização, Plantio+RN e Plantio+RN+Fert e N = 3 para Herbicida e Herbicida+fertilização.

Com a geração dos dados de porcentagem de pixels por classe de altura e tratamento será analisada a correlação com os dados de altura e área de copa das plantas no campo e verificado o quão realmente eficiente é o uso do drone na avaliação e monitoramento de cobertura do dossel de áreas restauradas. Embora ainda falte essa etapa, assim como análises estatísticas mais complexas, verifica-se através dos dois resultados gráficos obtidos que provavelmente os dados do campo refletirão características similares comparativamente entre tratamentos e, portanto, o drone apresenta alto potencial de uso para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica em pastagens.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D.R.A.; STARK, S.C.; CHAZDON, R.; NELSON, B.W.; CESAR, R.G.; MELI, P.; GORGENS, E.B.; DUARTE, M.M.; VALBUENA, R.; MORENO, V.S.; MENDES, A.F.; AMAZONAS, N.; GONÇALVES, N.B. SILVA, C.A.; SCHIETTID, J.; BRANCALION, P.H.S. The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. Forest Ecology and Management. 438:34–43. 2019.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n° 6, p. 711-728, 2013.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, K.C.; BARBOSA, J.M.; FIDALGO, A.O.; RONDON, J.N.; JUNIOR, N.N.; MARTINS, S.E.; DUARTE, R.R.; CASAGRANDE, J.C.; CARLONE, N.P. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 162-164, 2007.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p. 2015.

BRANCALION, P.H.S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J.R.; LAMONATO, F.; FARAH, F.T.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. Biotropica. 48(6):856-867. 2016.

BRANCALION, P.H., VIANI, R.A.G., STRASSBURG, B.B.N., RODRIGUES, R.R. Finding the money for tropical forest restoration. Unasylva, v. 63, p. 25–34, 2012.

CAMPOE, O.C.; STAPE J.L.; MENDES J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? Forest Ecology and Management, v. 259, p. 1808-1814. 2010.

CATHARINO, E.L.M. As florestas montanas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (São Paulo, Brasil). 2006. 230p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. Science Advances. 3. 2017.

ELLIOTT, S. The potential for automating assisted natural regeneration (ANR) of tropical forest ecosystems. Biotropica 48: 825– 833. 2016.

ELLIOTT, S. et al. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. Forest Ecology and Management 184:177–191. 2003.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3.ed. Brasília: EMBRAPA, 2013, 353p.

FERRAZ, S.F.B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? Landscape Ecology. 29:187-200. 2014.

GONÇALVES, J.L.M. Fertilização de plantação de eucalipto. In: II ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA, 2011, Campinas. Anais... Campinas: PTSM/IPEF/FUPEF, 2011. p. 85-113.

GONÇALVES, J.L.M.; RAIJ, B. van & GONÇALVES, J.C. Florestais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. & FURLANI, A.M.C., eds. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2 ed. Campinas, Instituto Agronômico & Fundação IAC, 1996. p. 245 – 259 (Boletim Técnico, 100).

GONÇALVES, J.L.M.; SANTARELLI, E.D.; MORAES NETO, S.P. de; MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Ed.). Nutrição e fertilização florestal. Piracicaba: IPEF, 2000. p.309-350.

GOOSEM, S.G.; TUCKER, N.I.J. Repairing the rainforest: theory and practice of rainforest reestablishment in North Queensland's wet tropics. Cairns: Wet Tropics Management Authorithy, 1995. 71 p.

HAKAMADA, R.E.; STAPE, J.L.; LEMOS, C.C.Z.; ALMEIDA, A.E.A.; SILVA, L.F. Uniformidade entre árvores durante uma rotação e sua relação com a produtividade em Eucalyptus clonais. Cerne. 21(3):465-472. 2015.

MALAVOLTA, E. Manual de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Ceres, 638 p., 2006.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. San Diego: Academic Press, 1995. 889 p.

MARTINS, S.V., SARTORI, M., RAPOSO FILHO, F.L., SIMONELI, M., DADALTO, G., DA SILVA, A.E.S. Potencial da regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Centro de desenvolvimento do agronegócio - CEDAGRO. Vitória. 102 p. 2014.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. Acta Botanica Brasilica, São Paulo, v. 17, p. 213-229, 2003.

OLIVEIRA et al. Manueal de viveiro e produção de mudas - espécies arbóreas nativas do Cerrado. EMBRAPA. 124p. 2016.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, 2004.

REIS, B.P.; MARTINS, S.V.; FERNANDES FILHO, E.I.; SARCINELLI, T.S.; GLERRIANI, J.M.; HALASSY, M. Forest restoration monitoring through digital processing of high resolution images. Ecological Engineering 127:178–186. 2019.

REZENDE C.L.; UEZU A.; SCARANO F.R.; ARAUJO D.S.D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. Biodiversity Conservation. 18 p. 2015.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of highdiversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation 142, 1242–1251. 2009.

SILVEIRA, R.L.V.A.; HIGASHI, E.N.; SGARBI, F.: MUNIZ, M.R.A. Seja doutor do seu eucalipto. Arquivo do Agrônomo nº 12 -Potafos, 32p., 2001.

SORREANO, M.C.M.; RODRIGUES, R.R.; BOARETTO, A.E.; Guia de nutrição para espécies florestais nativas. 254 p. 2012.

TEMPERTON, V.M. The recent double paradigm shift in restoration ecology. Restoration Ecology 15, 344–347. 2007.

TNC - The Nature Conservancy. Economia da Restauração Florestal. BENINI, R.M. & ADEODATO, S. (Org.). 1ª ed. São Paulo. 136 p. 2017.

TONIATO, M.T.Z.; OLIVEIRA-FILHO A.T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. Forest Ecology and Management, Amsterdam, v. 198, p. 319-339, 2004.

VIANI, R.A.V. Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. Tropical Conservation Sciente. 10:1-8. 2017.

ZAHAWI, R.A.; DANDOIS, J.P.; HOLL, K.D.; NADWODNY, D.; REID, J.L.; ELLIS, E.C. Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. Biological Conservation. 186:287-295. 2015.

ANEXOS

ANEXO A. Atividades operacionais, equipamentos e insumos, e descrição dos procedimentos operacionais conforme a preparação da área e cada capítulo do estudo da restauração florestal de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

(continua)

Atividade	Descrição	Equipamento / Insumo	Procedimento
Preparação da área de estudo 1	Isolamento do fator de degradação (gado)	6 esteios, 94 estacas, 188 balancinhos e 450 metros de arame liso. Broca perfuratriz acoplada a trator.	Os buracos dos esteios e estacas foram perfurados com broca perfuratriz acoplada a um trator e a cerca fixa seguiu o padrão tradicional com quatro fios de arame.
	Controle de competidores 1	Roçadeira central acoplada a um trator	Cada bloco do estudo recebeu duas passadas de roçadeira em área total para redução da biomassa de gramíneas
	Coleta de amostras de solo	Trado holandês. Análises laboratoriais.	Amostras compostas (três simples por parcela) coletadas a 0-20 e 20-40 cm de profundidade com trado holandês para análise química (pH em $CaCl_2$, P-resina, K, Ca, Mg, m%, CTC, B, Cu, Zn, MO e COT) e textural (percentuais de argila, silte e areia).
	Controle de formigas cortadeiras	Isca formicida granulada	Aplicação de cerca de 10 g de isca formicida granulada à base de fipronil e sulfluramida, nos carreadores das formigas ao fim da tarde ao longo de todo experimento.
Preparação da área de estudo 2	Revolvimento do solo em área total para realização da Implantação 2	Grade acoplada a um trator (16 discos de arado profundos)	Para realização da semeadura as parcelas receberam gradagem profunda (+- 30 cm) com duas passadas em área total.
Atividades relacionadas ao Capítulo 1 - Manejo da regeneração	Coroamento	Enxada	Retirada da parte aérea e radicular de toda vegetação (exceto outros possíveis regenerantes) em um raio de 80-100 cm ao redor das plantas marcadas como regenerantes.
	Fertilizações (plantio e coberturas) em regenerantes fertilizados e todos indivíduos plantados	Plantio (NPK 06-30-06 + micros - FTE BR 12 com 3% S, 1,8% B + 0,85% Cu + 2% Mn + 9% Zn) e coberturas (NK 20-00-20 + 3%Ca + micros - FTE BR 12)	Realizadas em duas covetas laterais (20 cm de profundidade a cerca de 20 cm da planta) recendo 50% da dose por coveta de cada fertilizante e depois tapadas. Para plantio foi recomendado 120 g/planta (200 kg/ha no caso dos plantios) e coberturas, realizadas aos 90 e 180 dias após a fertilização de plantio, 72 g/planta (120 kg/ha no caso dos plantios).
	Controle de competidores 2	Tanque pulverizador com barra acoplado a um trator, pulverizador costal e herbicidas glifosato e 2,4 D	Nas duas aplicações com trator realizadas na Implantação 3 e 4 foi utilizado um tanque pulverizador com barra de 12 m de largura, 15 ml de glifosato por litro (12 litros em 800 litros do tanque) e volume de calda de 350 l/ha com velocidade do trator controlada (2ª marcha com 2ª reduzida). Somente na segunda aplicação (Implantação 4), foi adicionado o herbicida 2,4-D (6 ml/L ou 4,6 litros em 800 litros do tanque) para eliminação de ervas e arbustos nas parcelas T8, T10, T11 e T12. Os tratamentos com uso contínuo de herbicida receberam controle local e direcionado com glifosato (15 ml/L - 300 ml/20 L), utilizando pulverizador costal com chapéu de napoleão e microaspersor leque (20 psi - 1,13 L/min) para evitar deriva.

Atividades operacionais, equipamentos e insumos, e descrição dos procedimentos operacionais conforme a preparação da área e cada capítulo do estudo da restauração florestal de pastagens no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

(conclusão)

Atividade	Descrição	Equipamento / Insumo	Procedimento
Atividades relacionadas ao Capítulo 2 - Manejo da regeneração + Plantio de mudas com baixa diversidade	Plantio de mudas	Mudas *T. micrantha* e *C. myrianthum*. Motocoveadeira.	Utilizou-se uma proporção de duas mudas de *T. micrantha* (66%) para uma de *C. myrianthum* (33%), no espaçamento 3,0 x 2,0 m (125 mudas por parcela, 250 por bloco e 1.000 no total). As covas foram abertas com motocoveadeira (40 cm de profundidade) e os torrões das mudas cobertos 1,0 cm com solo.
	Irrigação das mudas	Galões de 20 litros, tanque de 10.000 litros acoplado a trator e mangueira.	O trator com tranque de 10.000 litros transportou água até as áreas de estudo e a distribuição (5 l/planta) foi feita com mangueira ou galões de 20 litros.
Atividades relacionadas ao Capítulo 3- Manejo da regeneração + Semeadura direta de mamona + Plantio de mudas de espécies pioneiras e secundárias iniciais	1ª semeadura direta de mamona	Sementes de mamona (*R. communis*-variedade IAC 2028). Plantadeira.	Intercalou-se 2 faixas para plantio de espécies pioneiras nativas (1,5 x 50 m cada), 4 faixas de bordadura (0,75 x 50 m cada) e 3 faixas de semeadura de mamona (2,0 x 50 m cada). Para a semeadura de mamona foram utilizadas 35 sementes a cada 4 m^2 (4 grupos com cinco nas bordas e um grupo central com 15 sementes para gerar "efeito piramidal"), com germinação esperada de 80% e estabelecimento de 57%, obtendo-se 4 indivíduos/m^2, valor similar encontrado aos mamonais da fazenda (valores por hectare - 43.750 sementes.ha^{-1} e 20.000 ind.ha^{-1}). A semeadura foi realizada com plantadeira para garantir 5 cm de profundidade (EMBRAPA, 2006).
	2ª semeadura de mamona e plantio de mudas de espécies pioneiras entre as faixas de mamona e no plantio convencional em T12; e de secundárias iniciais sob as faixas de mamona e secundárias iniciais; e de clímaces em T12	Sementes de mamona (*Ricinus communis*-variedade IAC 2028). Mudas de espécies pioneiras, secundárias iniciais e clímaces (ANEXO I). Plantadeira e motocoveadeira.	O procedimento de semeadura direta da mamona repetido conforme descrito no item acima ("1ª semeadura direta de mamona") e o de plantio de mudas igual ao item "Plantio de mudas". Foram adotadas 5 espécies pioneiras entre as faixas de mamonas em T7-T11 na proporção de 20% cada; 10 espécies secundárias iniciais no plantio sob as faixas de mamona em T9-T11; e no T12 10 espécies de recobrimento e 10 espécies de diversidade, sendo 5 secundárias iniciais e 5 clímaces (ANEXO I). As pioneiras de T7-T11 foram plantadas a cada 2,0 m na linha, as secundárias iniciais a cada 3,0 m e o plantio das mudas do T-12 seguiram o espaçamento convencional 3,0 x 2,0 m.

ANEXO B. Ações de restauração com justificativas ecológicas relacionadas a cada um dos tratamentos adotados conforme as fases de restauração (estruturação e consolidação), das comunidades florestais em pastagens próximas à fragmentos florestais de FES no IZ em Sertãozinho, SP. (RN = regeneração natural, Pi = plantio de espécies pioneiras e Si = plantio de espécies secundárias iniciais).

Fases do Processo de Restauração	Ação com justificativa ecológica	Tratamentos propostos											
		T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12
Retirada dos fatores de degradação	Construção de cerca para isolamento do gado	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Estruturação	Controle da gramínea competidora ao redor do indivíduo com coroamento		●			●	●						
	Controle da gramínea competidora em área total com aplicação de herbicidas			●	●	●	●						
	Ocupação da área com regeneração natural com espécies pioneiras arbóreas e arbustivas	●	●	●	●								
	Ocupação da área com introdução de indivíduos de espécies arbóreas pioneiras para auxiliar no sombreamento e controle das gramíneas e criar microssítios adequados para a ocorrência de regeneração natural, além de formar um dossel permanente e um habitat florestal.					●	●	●	●	●	●	●	●
	Semeadura direta para criação de um dossel transitório de mamona que auxilie no sombreamento e controle das gramíneas e crie microssítios adequados para a ocorrência de regeneração natural							●	●	●	●	●	●
	Fertilização para acelerar o desenvolvimento dos indivíduos de espécies pioneiras		●		●	●	●	●	●	●	●	●	●
Consolidação	Introdução de indivíduos de espécies arbóreas secundárias iniciais e climaces (T12) para tornar o dossel mais longevo e manter o ambiente florestal sombreado; aumentar a diversidade de espécies e oferta de recursos, especialmente alimentares; e proporcionar uma maior dispersão, permitindo a criação de um sub-bosque e chegada de outras formas de crescimento vegetal (arbustos, lianas, epífitas etc).									●	●	●	●
	Fertilização para acelerar o desenvolvimento dos indivíduos de espécies secundárias iniciais plantados ou que eventualmente se estabelecerem via regeneração natural		●		●		●			●	●	●	●
	Capítulos	**1 - RN**				**2 - RN + Pi**		**3 – Mamona Pi + Si + RN**					

ANEXO C. Resultados das análises químicas dos solos da floresta e pastagens estudadas (IZ1-IZ4), nas profundidade de 0-20 e 20-40 cm (pastagens - 12 amostras compostas por bloco formadas a partir de 3 amostras simples por parcela; floresta – 1 amostra composta por floresta formada a partir de 3 amostras simples) no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP (P = teor de fósforo, K= teor de potássio, Ca = teor de cálcio, Mg = teor de magnésio, m% = saturação por alumínio, CTC = capacidade de troca catiônica, B = teor de boro, Cu = teor de cobre, Zn = teor de zinco, MO = matéria orgânica, COT = carbono orgânico total).

Característica do solo	0-20 cm							20-40 cm					
	IZ1	IZ2	IZ3	IZ4	Floresta	Sig[a]	Referência[c]	IZ1	IZ2	IZ3	IZ4	Floresta	Sig[a]
pH	4.83±0.06^{a}	4.74±0.1^{a}	5.23±0.1^{c}	5.32±0.13^{c}	5.03±0.22^{b}	***	5,1-5,5**	4.74±0.12^{a}	4.81±0.16^{ab}	5.3±0.07^{c}	5.26±0.09^{c}	4.95±0.19^{b}	***
P (mg/dm³)	5.17±2.04^{a}	7.58±1.78^{b}	6±0.85^{ab}	6.92±2.35^{ab}	13.25±2.75^{c}	***	5-7*	3.75±0.75^{a}	5.08±1.08^{a}	4.58±1^{a}	4.92±2.15^{a}	8.75±1.5^{b}	***
K (mmolc/dm³)	2.29±0.8^{b}	1.83±0.48^{ab}	2.18±1.28^{b}	0.89±0.61^{a}	5.58±1.21^{c}	***	1,0-1,5*	1.12±0.4^{ab}	1.03±0.43^{ab}	1.33±0.86^{b}	0.49±0.16^{a}	4.05±1.42^{c}	***
Ca (mmolc/dm³)	13.08±2.07^{a}	27±3.07^{b}	43.83±3.51^{c}	27.5±5.87^{b}	63.75±28.67^{d}	***	5-6*	9.08±2.47^{a}	27.83±4.26^{b}	40±4.53^{c}	22.75±5.12^{b}	51.75±23.71^{c}	***
Mg (mmolc/dm³)	9.42±1.62^{a}	10.92±1.93^{ab}	13.25±1.42^{bc}	14.42±3.34^{c}	27.5±3.7^{d}	***	3-4*	5.58±1.31^{a}	8.33±1.92^{ab}	9.75±1.22^{bc}	12.42±3.48^{c}	21.75±6.65^{d}	***
m %	2.32±2.1^{b}	2.52±1.13^{b}	0±0^{ab}	0±0^{a}	0±0^{a}	***	< 40%**	3.76±3.58^{b}	2.14±2.01^{ab}	0±0^{a}	0±0^{a}	0±0^{a}	***
CTC (mmolc/dm³)	61.6±4.61^{a}	85.84±8.33^{bc}	96.15±6.29^{c}	74.79±4.76^{b}	119.95±32.23^{d}	***	11-30*	49.33±5.15^{a}	72.13±5.41^{bc}	81.9±6.76^{c}	68.15±6.25^{b}	103.1±27.18^{d}	***
B (mg/dm³)	0.6±0.12^{a}	0.71±0.15^{a}	0.86±0.14^{a}	0.7±0.12^{a}	1.53±0.8^{b}	***	0,3-0,6*	0.52±0.17^{a}	0.62±0.14^{ab}	0.83±0.15^{bc}	0.6±0.11^{ab}	1.03±0.57^{c}	***
Cu (mg/dm³)	6.53±0.8^{a}	16.68±3.03^{c}	10.7±2.9^{b}	4.33±0.76^{a}	7.65±2.94^{ab}	***	0,3-0,8*	5.88±0.75^{ab}	16.47±3.77^{d}	9.74±2.59^{c}	4.43±0.57^{a}	9.05±2.88^{bc}	***
Zn (mg/dm³)	0.63±0.45^{ab}	2.11±0.55^{c}	1.02±0.17^{b}	0.31±0.05^{a}	1.78±0.4^{c}	***	0,6-1,2*	0.26±0.14^{a}	0.93±0.3^{c}	0.63±0.15^{b}	0.24±0.05^{a}	1.1±0.22^{c}	***
MO (g/dm³)	32±4.88	34.92±9.59	39.67±4.46	32.58±7.25	32.75±11.32	NS	15-30*	23±5.86^{a}	22.25±3.91^{a}	30.17±3.69^{b}	27±4.07^{ab}	24±5.23^{ab}	***
COT (g/dm³)	18.5±2.84	20.25±5.55	23±2.66	18.83±4.28	19±6.48	NS	-	13.33±3.5^{a}	12.92±2.39^{a}	17.5±2.24^{b}	15.75±2.49^{ab}	14.25±2.87^{ab}	***
Argila (g/kg)	503.33±36.12	281±55.75	516.67±40.45	522.67±35.5	446.25±123.49	-	-	562±NA	372±NA	613±NA	541.5±6.36	505.25±87.25	-
Silte (g/kg)	218.33±26.1	188±26.66	310.33±22.48	255±17.78	235.25±23.77	-	-	181±NA	221±NA	215±NA	251±4.24	237.25±35.73	-
Areia (g/kg)	278.33±13.05	531±82.4	173±18.25	222.33±50.06	318.5±110.78	-	-	257±NA	407±NA	172±NA	207.5±10.61	257.5±64.56	-
Textura[b]	Argilosa	Média	Argilosa	Argilosa	Argilosa	-	-	-	-	-	-	-	
Classe de solo[b]	Latossolo	Gleissolo	Latossolo	Latossolo	Latossolo	-	-	-	-	-	-	-	-

a ***p<0.05

b EMBRAPA (2013).

c Valores de referência para interpretação da fertilidade do solo (camada 0-20 cm) para plantações de espécies florestais (especialmente eucalipto), de acoordo com Gonçalves (2011 - *) e Gonçalves (1996 - **).

ANEXO D. Comparação de médias entre tratamentos pelo Teste de Tukey (α=0.05) para a densidade média de indivíduos das comunidades regenerantes aos 32 meses após o isolamento da área em restauração em pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

Contraste	Valor p
Controle - Coroamento+fertilização	0.5959
Controle – Herbicida	<0.0001
Controle - Herbicida-Fertilização	<0.0001
Coroamento+fertilização - Herbicida	<0.0001
Coroamento+fertilização - Herbicida+Fertilização	<0.0001
Herbicida - Herbicida+Fertilização	<0.0001

ANEXO E. Comparação de médias entre tratamentos pelo Teste de Tukey (α=0.05) para a variável altura média da primeira coorte de regenerantes (ingressantes de outurbo de 2016) aos 32 meses após o isolamento da área em restauração em pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

Contraste	Valor p
Controle - Coroamento+fertilização	0.0441
Controle - Herbicida	0.7200
Controle - Herbicida-Fertilização	0.0249
Coroamento+fertilização - Herbicida	0.3603
Coroamento+fertilização - Herbicida+Fertilização	0.9992
Herbicida - Herbicida+Fertilização	0.2500

ANEXO F. Comparação de médias entre tratamentos pelo Teste de Tukey (α=0.05) para a variável área média de copa da primeira coorte de regenerantes (ingressantes de outurbo de 2016) aos 32 meses após o isolamento da área em restauração em pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

Contraste	Valor p
Controle - Coroamento+fertilização	0.0003
Controle - Herbicida	<0.0001
Controle - Herbicida-Fertilização	<0.0001
Coroamento+fertilização - Herbicida	0.1942
Coroamento+fertilização - Herbicida+Fertilização	0.0001
Herbicida - Herbicida+Fertilização	0.1034

ANEXO G. Tabela para escolha da parte aleatória do modelo completo (altura ~ idade * trat) pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) para a variável número de espécies regenerantes aos 32 meses após o isolamento da área em restauração em pastagens do Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP.

	AIC	dAIC	DF
m0d	148.1	0.0	8
m0a	150.1	2.0	9
m0b	150.1	2.0	9
m0c	152.1	4.0	10

ANEXO H. Registro da precipitação mensal do período de desenvolvimento do estudo da restauração de pastagens abandonadas no Instituto de Zootecnia de Sertãozinho, SP. Dados coletados na sede da Usina São Francisco vizinha ao IZ e média histórica baseada em Alvares et al. (2013).

Ano	Mês													% em relação a média histórica total
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Total	
2015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	184	310	-	**-**
2016	428	158	109	4	118	102	0	48	8	110	198	91	1.374	93%
2017	229	109	78	87	91	6	0	15	27	51	145	130	968	65%
2018	243	151	88	16	8	0	4	40	50	212	218	53	1.083	73%
Média do período do estudo	300	139	92	36	72	36	1	34	28	124	187	91	1.142	77%
Média histórica	269	227	173	64	41	32	22	20	54	140	182	257	1.483	-

ANEXO I. Lista de espécies florestais nativas utilizadas nos plantios utilizados no Capítulo 3.

N°	Família	Espécie	Nome Popular	GS [c]	SD [c]	GF
Linha de plantio entre faixas de mamona de T1 a T11 - rápido crescimento e formação de copas e atração de dispersores						
1	LAMIACEAE	*Aegiphila sellowiana* Cham.	Tamanqueiro	Pi	Zoo	R
2	EUPHORBIACEAE	*Croton floribundus* Spreng. [a]	Capixingui	Pi	Aut	R
3	VERBENACEAE	*Citharexylum myrianthum* Cham.	Pau-viola	Pi	Zoo	R
4	SOLANACEAE	*Solanum granulosoleprosum* Dunal [a]	Fumo-bravo	Pi	Zoo	R
5	CANNABACEAE	*Trema micrantha* (L.) Blume [a]	Pau pólvora	Pi	Zoo	R
Sob faixas de mamona de T9 a T11 - responsáveis pela consolidação da comunidade florestal						
6	VERBENACEAE	*Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Vacunzeiro	Si	Zoo	D
7	FABACEAE	*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. [b]	Pau-jacaré	Si	Ane	D
8	MALVACEAE	*Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna [b]	Paineira	Si	Ane	D
9	FABACEAE	*Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth.	Araribá	Si	Ane	D
10	RHAMNACEAE	*Colubrina glandulosa* Perkins [b]	Saguaragi-vermelho	Si	Zoo	D
11	BORAGINACEAE	*Cordia ecalyculata* Vell.	Café-de-bugre	Si	Zoo	D
12	MORACEAE	*Ficus guaranitica* Chodat [b]	Figueira-branca	Si	Zoo	D
13	TILIACEAE	*Luehea divaricata* Mart. [b]	Açoita-cavalo miúdo	Si	Ane	D
14	MORACEAE	*Maclura tinctoria* (L.) D.Don ex Steud.	Taiúva	Si	Zoo	D
15	FABACEAE	*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.	Canafístula	Si	Aut	D
Espécies utilizadas para complementar o tratamento com plantio convencional de espécies de recobrimento e diversidade						
16	SOLANACEAE	*Acnistus arborescens* (L.) Schltdl.	Fruto-de-sabiá	Pi	Zoo	R
17	EUPHORBIACEAE	*Alchornea glanulosa* Poepp.	Tapiá	Pi	Zoo	R
18	EUPHORBIACEAE	*Croton urucurana* Baill.	Sangra d'água	Pi	Aut	R
19	MALVACEAE	*Guazuma ulmifolia* Lam.	Mutambo	Pi	Zoo	R
20	MALVACEAE	*Heliocarpus popayanensis* Kunth	Algodoeiro	Pi	Ane	R
21	FABACEAE	*Inga vera* Willd.	Ingá	Si	Zoo	R
22	FABACEAE	*Senna multijuga* (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pau-cigarra	Pi	Zoo	R
23	LECYTHIDACEAE	*Cariniana estrelensis* (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco	Cl	Ane	D
24	RUTACEAE	*Esenbeckia leiocarpa* Engl.	Guarantã	Cl	Aut	D
25	FABACEAE	*Hymenaea courbaril* L.	Jatobá	Cl	Zoo	D
26	FABACEAE	*Myroxylon peruiferum* L. f.	Cabreúva	Cl	Ane	D
27	FABACEAE	*Poecilanthe parviflora* Benth.	Coração de negro	Cl	Aut	D

[a] Também utilizadas nas linhas de recobrimento do T12.

[b] Também utilizadas nas linhas de diversidade do T12.

[c] Referências: OLIVEIRA-FILHO et al. (2004), NUNES et al. (2003), TONIATO; OLIVEIRA-FILHO (2004); CATHARINO (2006).