

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

Avaliação do efeito de diferentes micro-habitat no processo de restauração ecológica de Floresta Estacional Semidecidual

Jeanne Marie Garcia Le Bourlegat

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

Piracicaba
2020

Jeanne Marie Garcia Le Bourlegat
Bacharel em Ciências Biológicas

**Avaliação do efeito de diferentes micro-habitat no processo de restauração ecológica de
Floresta Estacional Semidecidual**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

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

Piracicaba
2020

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

Le Bourlegat, Jeanne Marie Garcia

Avaliação do efeito de diferentes micro-habitat no processo de restauração ecológica de Floresta Estacional Semidecidual / Jeanne Marie Garcia Le Bourlegat. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2020.

127 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Mata Atlântica 2. Restauração florestal 3. Facilitação 4. Semeadura Direta . I. Título

*Dedico aos meus pais,
Nilza e Jean Le Bourlegat*

AGRADECIMENTOS

A Deus, compositor e maestro do universo, por ter me dado esta oportunidade, a força, coragem e ânimo para chegar até aqui. Agradeço por estar comigo em todo o caminho!

Agradeço à minha família, porto seguro, pelo amor e dedicação sem medidas. Especialmente aos meus pais, Nilza e Jean Le Bourlegat, que empenharam suas vidas para garantir a educação e desenvolvimento dos filhos. Nunca terei palavras suficientes para listar e agradecer por tudo o que já fizeram. À Camila e Jean Luc Le Bourlegat, por terem sido tão presentes e sempre estarem prontos a socorrer no que for preciso, mesmo à distância.

Agradeço ao Breno Santos por ter topado participar dessa jornada com tamanha disposição e atenção. Agradeço pelas traduções, por ceder seu computador e seus ouvidos, pelos conselhos e apoio que fizeram toda a diferença para chegar até aqui.

Ao Professor Dr. Sergius Gandolfi, agradeço por ter aceitado o desafio de me orientar ao longo destes anos, pela dedicação que sempre teve em ensinar, pela paciência e profundidade que tornou cada conversa tão enriquecedora.

Ao Marcelo Corrêa Alves, agradeço pelo incansável auxílio nas análises estatísticas.

Agradeço à equipe (de ontem e hoje) do Lerf, especialmente à Vivian Vilela, Claudia Attanasio e Tatiana de Vasconcelos pela amizade. Ao Allan Mônico, pelas discussões na etapa de planejamento e auxílio na aquisição de sementes e nos experimentos de laboratório. À Maria Nahssen e Thais Silva, pela parceria desde o início, compartilhando as dificuldades e superações.

Agradeço à Giovana Oliveira pela paciência e orientações. Ao Ingo Isernhagen pelas valiosas sugestões na qualificação.

Ao Francisco Carlos Antonioli (Chico), sem o qual este trabalho não teria sido realizado, agradeço por ter sido tão prestativo e atencioso ao longo destes anos de doutorado, pelo apoio logístico em laboratório e nas inúmeras viagens de campo.

Agradeço à International Paper, especialmente ao Miguel Magela e ao João Machado que empreenderam muitos esforços para viabilizar toda a logística para a realização do experimento em campo ao longo de mais de três anos. A todos os ajudantes de campo, funcionários e prestadores de serviço da International Paper, em especial ao Sebastião (Tião). Ao Instituto de Botânica pela parceria que possibilitou a realização dos experimentos de campo.

Agradeço à Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo pelo apoio. Especialmente à equipe do Centro Técnico Regional de Campinas, pela compreensão quanto às minhas ausências no trabalho e encorajamento, que foram fundamentais para a execução deste curso. Em especial, à Elaine Andrade pelo empréstimo do computador, pela imensa paciência e por transformar os problemas em motivo de risos.

Ao Fundo de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro através do Projeto Temático (#Processo nº 2013/50718-5).

Agradeço a todos mais que, de alguma forma, tenham colaborado para a realização deste trabalho. Muito obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT.....	8
1. INTRODUÇÃO	9
REFERÊNCIAS	15
2. INFLUÊNCIA DE ESPÉCIES DE CRESCIMENTO ACELERADO NO MICRO-HABITAT E NA ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES	21
RESUMO	21
ABSTRACT.....	22
2.1. INTRODUÇÃO.....	23
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
2.3. RESULTADOS	38
2.4. DISCUSSÃO	51
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
REFERÊNCIAS	64
3. INFLUÊNCIA DE ESPÉCIES DE CRESCIMENTO ACELERADO NO DESENVOLVIMENTO DE ESPÉCIES DO GRUPO FUNCIONAL DE DIVERSIDADE A PARTIR DA SEMEADURA DIRETA	71
RESUMO	71
ABSTRACT.....	72
3.1. INTRODUÇÃO.....	73
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	79
3.3. RESULTADOS	91
3.4. DISCUSSÃO	99
3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	110
REFERÊNCIAS	112
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE	121
REFERÊNCIAS	126

RESUMO

Avaliação do efeito de diferentes micro-habitat no processo de restauração ecológica de Floresta Estacional Semidecidual

Ao longo da história, a atividade humana alterou ecossistemas causando transformações em comunidades e paisagens, declínio da biodiversidade e comprometimento de serviços ecossistêmicos. Neste cenário, a restauração ecológica se tornou prioridade, com número crescente de projetos em larga escala. Contudo, ainda são muitos os obstáculos a serem superados a fim de garantir o reestabelecimento da alta diversidade das florestas tropicais aliado a restrições econômicas e questões sociais. Uma alternativa é a utilização do mecanismo ecológico de facilitação em que uma espécie produz micro-habitat favorável a outras, reduzindo a demanda por ações de controle de competidores e elevando o sucesso no estabelecimento da vegetação nativa. Outra metodologia em desenvolvimento consiste na deposição de sementes diretamente sobre o solo da área a ser restaurada, evitando os gastos do plantio de mudas. Ambos têm apresentado resultados promissores, porém, ainda é incipiente o conhecimento sobre os efeitos de facilitação *versus* competição na interação de exóticas e nativas no plantio e na semeadura direta. Este trabalho visou testar o uso de espécies exóticas que precocemente criem um micro-habitat específico, e simultaneamente promova a facilitação do estabelecimento de espécies nativas e o controle de gramíneas competidoras, favorecendo, assim, o processo de restauração de uma fitofisionomia de Mata Atlântica. No capítulo 1, avaliou-se a capacidade de duas espécies exóticas em promover alterações nas condições ambientais em área degradada e a influência destas no controle de gramíneas competidoras, na definição da composição de comunidades de nativas e no crescimento de mudas em relação ao ambiente aberto onde não foram implantadas espécies exóticas. No capítulo 2, foi discutida a viabilidade da semeadura direta de espécies de diversidade em área aberta e se os micro-habitat criados por espécies exóticas facilitarão, ou não, a obtenção de comunidades com maior biodiversidade. Verificou-se que uma das espécies exóticas, com precoce fechamento do dossel e aumento da deposição de serapilheira, inibiu a colonização da área por gramíneas e facilitou o crescimento de espécies nativas de recobrimento em relação ao ambiente onde não foi realizado consórcio de nativas com exóticas. Observou-se que é viável a realização de semeadura direta de espécies de diversidade antes do fechamento do dossel pelas espécies nativas de recobrimento e que o micro-habitat promovido pelas espécies de crescimento acelerado favoreceu a criação de comunidades mais diversas em relação ao ambiente onde não foram implantadas exóticas. Os resultados obtidos confirmam que a estratégia de criação precoce de um micro-habitat específico, sombreado e com maior camada de serapilheira, por espécie exótica é favorável à restauração do Bioma Mata Atlântica em larga escala, pois permite a redução de ações para controle de competidores e a introdução de maior diversidade de espécies com custo reduzido, logo no início do processo. A eficiência do método varia de acordo com a espécie selecionada e pode ser direcionada para diferentes fins, conforme a necessidade do local, consorciando atributos das espécies que promovam funções como recuperação do solo, proteção da área, atração de fauna e geração de renda.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Restauração florestal; Facilitação; Semeadura direta

ABSTRACT

Effect of different microhabitat on the ecological restoration process of Seasonal Semideciduous Forest

Throughout history, human activities have significantly modified many ecosystems on Earth. It is causing transformations in communities and landscapes structure around the world, biodiversity loss and ecosystem services loss. The Brazilian Atlantic Forest was intensively degraded by land use history and it is now recognized as one of the most vulnerable biodiversity hotspot. In this context, restoration ecology became a global priority with a growing number of large-scale projects with scientific and technological advances in recent decades. However, there are many challenges to achieve restoration goals of large areas simultaneously ensuring the recovery of high diversity and functions of tropical forests along with economic restrictions and social issues. One alternative to overcome this challenge is the use of facilitative mechanisms where a plant creates microhabitat conditions and promotes establishment of other trees underneath his canopy. This mechanism reduces the need for expensive actions to control competitive grasses and improving the success of native tree survival and growth. Another method that has been studied to reduce restoration costs is to introduce native species by sowing seeds directly on the degraded land soil, avoiding the costs of nursery production, transportation and planting seedlings. Both methods have shown promising results, although, they are under development, so, there are uncertainties about facilitative *versus* competitive effects promoted by fast-growing exotic on native species from seedling planting or direct seeding. The goal of this study was to test the influence of early microhabitat produced by fast-growing exotic species on native trees establishment and their potential to control competitive grasses in the restoration process of the Atlantic Forest (Seasonal Semideciduous Forest). In chapter 1, it was evaluated the ability of two species to promote environmental changes on degraded land and their influence on control of competitive grasses; composition of native trees communities; and seedling growth compared to an open area. In chapter 2, it was discussed the feasibility of direct seeding of late-successional tree species in early stages of the restoration process and if microhabitat created by fast-growing exotic species leads to communities biodiversity increase. One of the tested exotic species created favorable microhabitat, inhibited grass cover and facilitated the growth of native species seedlings compared to the open environment. Direct seeding was a feasible method to increase diversity species in an area undergoing restoration and the fast-growing exotic species enhanced communities composition and structure. The strategy of early microhabitat creation is favorable to Atlantic Forest restoration on a large scale. It allows the reduction of actions to control grasses, benefits forest structuring and enables the introduction of greater diversity of species with low-cost restoration technique. The efficiency varies according to the species selected. Furthermore, it can serve to different purposes, by combining different species' attributes that promote functions such as soil recovery, protection, attraction of animal dispersers, food production and others.

Keywords: Brazilian Atlantic Forest; Forest restoration; Facilitation; Direct seeding

1. INTRODUÇÃO

Ao longo da história, a atividade humana alterou significativamente muitos ecossistemas causando transformações na estrutura de comunidades e paisagens ao redor do mundo (STEFFEN et al., 2015; SOLAR et al., 2015). Mudanças no uso da terra e degradação de habitats levaram ao declínio da biodiversidade terrestre e ameaçam espécies e ecossistemas em taxas cada vez maiores (NEWBOLD et al., 2015; TILMAN et al., 2017).

A perda de biodiversidade compromete a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais para a subsistência e bem-estar humano em todo o mundo, como a regulação climática e hídrica, ciclagem de nutrientes, controle de doenças e pragas, polinização, produção de alimentos, fornecimento de recursos naturais, entre outros (CARDINALE et al., 2012; CONSTANZA et al., 2017). Organizações e comissões internacionais tem enfatizado a estreita relação entre conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos para a garantia do desenvolvimento sustentável (SACHS et al., 2009).

O mesmo processo de alteração do uso do solo ocorreu ao longo de cinco séculos de ocupação antrópica no Brasil. Com a chegada dos colonizadores europeus, teve início a superexploração madeireira nas florestas, impactando por volta de 600.000 ha (DEAN, 1995). Ao mesmo tempo, o interesse em ocupar o território levou à concessão de terras pela coroa portuguesa com expansão da cultura de cana-de-açúcar e esgotamento dos solos, desencadeando a abertura de novas áreas. Ao fim do século XVII, em razão da descoberta de jazidas de ouro, teve início o terceiro ciclo econômico, com a destruição de milhões de hectares de florestas para conversão em agricultura a fim de suprir a população crescente. Ao fim do século IX e início do século XX, a cultura cafeeira concluiu o processo histórico de desmatamento das florestas, especialmente no sudeste do país. A Mata Atlântica, que cobria 80% do território do Estado de São Paulo em 1854, foi reduzida a 8% em 1973 (DEAN, 1995; VICTOR et al., 2005; PINTO et al., 2014).

O Bioma Mata Atlântica é uma das biotas mais diversas do mundo, com níveis excepcionais de endemismo (MYERS et al., 2000). Ocupava cerca de 150 milhões de hectares em extensa faixa longitudinal do Ceará ao Rio Grande do Sul, na região costeira e interior do continente. É particularmente importante em razão da relevância dos serviços ecossistêmicos que fornece a grande parte da população brasileira. Em seu domínio, habitam 125 milhões de pessoas e estão situadas sete capitais estaduais do país. Fornece água para três quartos da

pulação brasileira, atua na regulação climática, fornece habitat para polinizadores, alimentos para populações tradicionais e atrativos para propósitos turísticos e recreacionais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Em função do histórico de uso do solo com a conversão de florestas para áreas agrícolas e urbanização, a Mata Atlântica encontra-se reduzida a menos de 12% da sua cobertura original, distribuída em fragmentos pequenos e isolados uns dos outros (RIBEIRO et al., 2009). Destes, apenas 9% estão situados em áreas protegidas, que por sua vez, representam apenas 1% da cobertura florestal original (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Diante da sua importância e risco de destruição, o Bioma é considerado como um dos 35 *hotspots* de biodiversidade do planeta e está entre os três mais vulneráveis às ameaças provocadas pelas mudanças climáticas globais (BELLARD et al., 2014).

O tamanho reduzido dos fragmentos florestais remanescentes e sua disposição como ilhas em uma matriz impermeável, ocupada por agricultura, pastagem e áreas urbanizadas, são fatores que interferem na sobrevivência de muitas espécies (SCARANO; CEOTTO, 2015). Distúrbios antrópicos levam a rápidas alterações na estrutura das comunidades biológicas e nas funções do ecossistema, causando homogeneização biótica e substituição de espécies antigas por grupos sucessionais mais tolerantes ao ambiente aberto, resultante do efeito de borda. Logo, os remanescentes florestais em paisagens muito alteradas apresentarão limitação na capacidade de manter a biodiversidade nativa a longo prazo se os fragmentos permanecerem isolados, impossibilitando as trocas biológicas entre eles e levando ao declínio florístico e genético, com conseqüente prejuízo da oferta de serviços ecossistêmicos (METZGER; DÉCAMPS, 1997; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Ainda mais grave que os danos relativos às funções desempenhadas pelos ecossistemas é o processo da perda de biodiversidade. A extinção de uma espécie é irreversível e, caso não sejam adotadas medidas urgentes para contenção da crise atual, quaisquer ações futuras não serão capazes de reverter o desaparecimento de espécies que tenham sido exterminadas (MÔNICO; GANDOLFI, 2019).

Neste cenário, ganharam importância ações voltadas ao reestabelecimento da diversidade, funções e serviços ecossistêmicos em paisagens modificadas pelo homem em todo o mundo (SUDING, 2011; CROUZEILLES et al., 2016, VIANI et al., 2018). Entre essas ações, a restauração ecológica, definida como o processo de assistir à recuperação de um ambiente degradado, danificado ou destruído (SER, 2004), busca reparar os múltiplos atributos de um

ecossistema, incluindo sua composição, estrutura e função (MCDONALD; JONSON; DIXON, 2016).

A restauração ecológica se tornou uma prioridade global, com iniciativas de diversos países visando reverter ou, ao menos, mitigar os efeitos da degradação ambiental (ARONSON; ALEXANDER, 2013; SUDING et al., 2015). Com número crescente de projetos em larga escala, lideranças nacionais e internacionais, organizações multilaterais, não governamentais e setor privado têm demonstrado interesse sem paralelo em cumprir metas ambiciosas de restauração, que passou a ocupar papel central nas políticas intergovernamentais e regionais (CHAZDON et al., 2017). No Brasil, governos e diversos setores da sociedade têm se organizado no estabelecimento de planos para a restauração ecológica em grande escala como o Pacto para a Restauração da Mata Atlântica e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg), além da adesão a esforços internacionais como o *Bonn Challenge* e Iniciativa 20x20 (JOLY et al., 2010; BRANCALION et al., 2013).

Apesar do reconhecimento da importância da restauração ecológica que impulsionou os avanços desta ciência nas últimas décadas, colocá-la em prática em grandes áreas ainda pode ser uma tarefa difícil e cara, especialmente em florestas tropicais formadas por uma gama de ecossistemas numa mesma paisagem, cada um constituído por uma composição de espécies própria, que nem sempre são bem conhecidas no que diz respeito às condições ambientais requeridas para estabelecimento em áreas degradadas (LAMB, 2018). O custo para a restauração é ainda maior quando o histórico de uso da terra tem como consequência a degradação do solo e ocupação da área por espécies exóticas invasoras (TREUER et al., 2018). Quantidade considerável de tempo, dinheiro e energia são gastos na restauração ecológica de áreas degradadas ao redor do mundo (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004), o que muitas vezes pode levar à adoção de estratégias mais simples e de menores custos, que eventualmente levem ao reestabelecimento de alguns serviços ecossistêmicos e até certo nível de estruturação florestal em grandes áreas para cumprimento de metas em acordos globais, mas não garantem a restauração da alta biodiversidade das florestas tropicais.

É sabido que a restauração ecológica é um processo imprevisível e que nem sempre a regeneração natural é suficiente para produzir resultados minimamente aceitáveis em um dado período, por isto, a atenção demasiada à redução de custos restringindo o projeto a aguardar o estabelecimento do processo de sucessão secundária, ou ainda, à utilização exclusiva de espécies generalistas com o fim de recuperar serviços ecossistêmicos para o

cumprimento de acordos, pode levar ao equívoco de desperdiçar recursos e tempo sem garantir a restauração da biodiversidade nativa (MÔNICO, 2019; MÔNICO; GANDOLFI, 2019).

Não há dúvidas de que é urgente o desenvolvimento de métodos de restauração de baixo custo que subsidiem a expansão dos projetos (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008) no intuito de cumprir as metas estabelecidas nos acordos firmados ao redor do mundo. Porém, a busca por redução de despesas não deve sacrificar o objetivo de reestabelecer e preservar a alta diversidade das florestas tropicais (GANDOLFI, 2017). Em geral, os níveis de biodiversidade e função nas áreas em restauração já estão aquém daqueles encontrados nos ecossistemas conservados (CROUZEILLES et al., 2016). Portanto, sem prejuízo do uso eficiente de recursos financeiros, é necessária especial atenção à incorporação da vasta riqueza da biota tropical nos esforços de restauração para a criação de florestas que se autoperpetuem (RODRIGUES et al., 2011), evitando que a priorização da abordagem econômica se aproprie de métodos inadequados e leve à homogeneização biótica das florestas criadas, resultante do empobrecimento do conjunto de espécies utilizado ou da escolha de assembleias dominadas por espécies de rápido crescimento (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; SOLAR et al., 2015). É importante a adoção de estratégias capazes de garantir não apenas a estruturação florestal, mas a presença de uma ampla variedade de espécies secundárias, em abundância e distribuição espacial adequadas, tendo em vista que elas são cruciais para a continuidade do processo de restauração ao longo do tempo em direção às fases de consolidação e maturação da floresta, evitando o colapso do dossel e retrocesso da restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; GANDOLFI, 2017).

Por isto, um dos desafios impostos para a restauração ecológica é o de criar alternativas para atender, simultaneamente, metas ecológicas, econômicas e sociais (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; SWART et al., 2018).

Diversos estudos têm sido conduzidos no sentido de desenvolver tecnologias mais baratas e que permitam maior previsibilidade dos resultados utilizando-se dos mecanismos ecológicos de engenharia de ecossistemas produzidos pela complexa interação das espécies presentes no mesmo ambiente. Assim como a facilitação tem grande influência na organização e dinâmica de comunidades no processo de sucessão secundária, onde espécies pioneiras provêm habitat adequado para o estabelecimento de intermediárias e tardias (GANDOLFI, 2017), no processo de restauração florestal essa interação entre espécies

também pode ser uma estratégia para superar as barreiras impostas pelo ambiente desfavorável (AVEDANO-YANEZ et al., 2014).

Nesta linha, uma alternativa que tem se destacado é a utilização de espécies nativas em consórcio com exóticas de ciclo curto, introduzidas nas entrelinhas, com o fim de produzir precocemente um dossel transitório (MÔNICO, 2019). A ideia é que o novo habitat formado por estas espécies de crescimento acelerado será favorável ao estabelecimento de espécies mais sensíveis às condições extremas do ambiente aberto, como a elevada radiação e estresse hídrico, ao mesmo tempo em que controlará a abundância de gramíneas competidoras intolerantes ao sombreamento.

É comum a utilização de leguminosas de adubação verde nas entrelinhas como medida para ocupar a área no intuito de reduzir a colonização por gramíneas e ainda promover a fixação de nitrogênio e incorporação de matéria orgânica no solo (BELTRAME; RODRIGUES 2008; MARTINS, 2011; CASTRO, 2013). Também são utilizadas espécies agrícolas, produtoras de alimentos ou oleaginosas, que integram os aspectos ecológicos como a facilitação e redução da utilização de herbicidas com a visão social por meio da geração de renda aos produtores rurais (BELTRAME, 2013). A criação de habitat precoce por espécies exóticas nas entrelinhas também vem sendo testada como método para facilitação da semeadura direta em diversos ecossistemas, com resultados positivos (ISERNHAGEN, 2010; SILVA et al., 2015; BELLEMO, 2017; SILVA, 2019).

Por outro lado, ainda que o método seja promissor, é incipiente o conhecimento quanto ao comportamento das espécies nativas frente às diferentes condições ambientais promovidas pelo consórcio com exóticas de crescimento acelerado. Na interação interespecífica, a depender de diversos fatores, o efeito de uma espécie sobre a outra pode ser positivo ou negativo de modo que a competição pode acabar superando a facilitação (CALLAWAY et al., 2002) interferindo no sucesso da restauração desde a fase de germinação na semeadura direta como no crescimento de mudas (SILVA et al., 2015; MÔNICO, 2019).

Além disto, é importante que a espécie exótica selecionada atue como facilitadora para as nativas, mas seja capaz de produzir efeitos negativos para outras espécies exóticas, exercendo competição sobre elas. E mais, é fundamental que a espécie escolhida não atue como invasora na área em restauração, mas que saia do sistema naturalmente quando houver o fechamento do dossel pelas árvores nativas de recobrimento.

Portanto, é necessário ampliar a compreensão sobre como os mecanismos ecológicos que atuam nestas relações interferem no desempenho das espécies nativas a fim de aprimorar os métodos de restauração aumentando a previsibilidade de modo a estabelecer comunidades biodiversas que garantam a continuidade do processo para as fases de consolidação e maturação florestal.

Esta tese tem o objetivo geral de testar a criação precoce de um micro-habitat específico feito por espécies exóticas como método de facilitação no processo de restauração de uma fitofisionomia do Bioma Mata Atlântica. O primeiro capítulo descreve as alterações promovidas por duas espécies exóticas nas condições ambientais de áreas degradadas e qual a influência destas no controle de gramíneas competidoras, na definição da composição de comunidades de nativas e no crescimento de mudas em relação ao ambiente aberto. No segundo capítulo, foi discutida a utilização das duas espécies exóticas como facilitadoras para a semeadura direta de espécies de diversidade logo no início do processo de restauração florestal. Por fim, como consideração final da tese, foi avaliada de maneira integrada como se fazer a criação precoce de micro-habitat específico na restauração florestal e como esta metodologia pode contribuir em outros aspectos ecológicos, econômicos e sociais.

REFERÊNCIAS

- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, Malden, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2013.
- AVENDAÑO-YÁÑEZ, M.L.; SÁNCHEZ-VELÁSQUEZ, L.R.; MEAVE, J.A.; PINEDA-LÓPEZ, M.R. Is facilitation a promising strategy for cloud forest restoration? **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 328–333, 2014.
- BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M.; VELOZ, S.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1376–1386, 2014.
- BELTRAME, T.P. **Restaurando a ecologia na restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica**. 2013. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 168 p.
- 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 florestalis**, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.
- BRANCALION, P.; VIANI, R.; CALMON, M.; CARRASCOSA, H.; RODRIGUES, R. How to organize a large-scale ecological restoration program? The framework developed by the Atlantic Forest restoration pact in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, p. 728–744, 2013.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Bases conceituais para a restauração florestal: sucessão ecológica e um modelo de fases. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. p. 135-160.
- CALLAWAY, R.M.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; LORTIEK, C.J.; MICHALET, R.; PAOLINI, L.; PUGNAIREQ, F.I.; NEWINGHAM, B.; ASCHEHOUG, E.T.; ARMASQ, C.; KIKODZE, D.; COOK, B.J. Positive interactions among alpine plants increase with stress. **Nature**, v.417, p. 844-848, 2002.
- CARDINALE, J.B.; DUFFY, J.E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D.U.; PERRINGS,; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G.M.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A.; KINZIG, A.P.; DAILY, G.C.; LOREAU, M; GRACE, J.B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D.S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

- CASTRO, D.C.V. **Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 94 p.
- CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land Degradation and Development**, v. 27, p. 511–520, 2016.
- CHAZDON, R.L.; BRANCALION, P.H.S.; LAMB, D.; LAESTADIUS, L.; CALMON, M; KUMAR, C. A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 125-132, 2017.
- CONSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, 2017.
- CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M.S.; LINDENMAYER, D.B.; GRELE, C.E.V.; REY BENAYAS, J.M. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, v.7, p.1-8, 2016.
- DEAN, W. **With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. University of California Press: London, UK, 1995; p. 485.
- DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1178–1188, 2008.
- FLORENTINE, S.K.; WESTBROOKE, M.E. Restoration on abandoned tropical pasturelands: do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v. 12, p. 85—94, 2004
- GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação**. 2017. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 105 p.
- ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p.
- JOLY, C.A., RODRIGUES, R.R., METZGER, J.P., HADDAD, C.F.B., VERDADE, L.M., OLIVEIRA, M.C., BOLZANI, V.S. Biodiversity conservation research, training, and Translating knowledge into policy in São Paulo state. **Science**, v. 328, p. 1358–1359, 2010.

- JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459–473, 2014.
- LAMB, D. Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 657–666, 2018.
- MARTINS, A.F. **Controle de *Urochloa decumbens* Stapf. Em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu, SP.** 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 100 p.
- MCDONALD, T.; JONSON, J.; DIXON, K.W. National standards for the practice of ecological restoration in Australia. **Restoration Ecology**, v. 24, n. S1, p. S4–S32, 2016.
- METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v.18, p. 1–12, 1997
- MÔNICO, A.L. **Alternativas para restauração florestal de pastagens.** 2019. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 183 p.
- MÔNICO, A.L.; GANDOLFI, S. Sobre a restauração ecológica em pequenas propriedades rurais. In: VIII Simpósio de Restauração Ecológica, 2019, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2019. p. 127 – 132.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.A.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p. 853–858, 2000.
- NEWBOLD, T.; HUDSON, L.N.; HILL, S.L.L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R.A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D.J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRÍA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M.J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M.L.K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D.L.J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D.L.P.; MARTIN, C.D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H.R.P.; PURVES, D.W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S.L.; WEIHER, E.; WHITE, H.J.; EWERS, R.M.; MACE, G.M.; SCHARLEMANN, J.P.W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45–50, 2015.
- PINTO, S.R.; MELO, F.; TABARELLI, M.; PADOVESI, A.; MESQUITA, C.A.; SCARAMUZZA, C.A.M.; CASTRO, P.; CARRASCOSA, H.; CALMON, M.; RODRIGUES, R.R.; CÉSAR, R.G.; BRANCALION, P.H.S. Governing and Delivering a Biome-Wide Restoration Initiative: The Case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, p. 2212–2229, 2014.

- 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**, v.142, p.1141–1153, 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 high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1605–1613, 2011.
- SACHS, J.D.; BAILLIE, J.E.M.; SUTHERLAND, W.J.; ARMSWORTH, P.R.; ASH, N.; BEDDINGTON, J.; BLACKBURN, T.M.; COLLEN, B.; GARDINER, B.; GASTON, K.J.; GODFRAY, H.C.J.; GREEN, R.E.; HARVEY, P.H.; HOUSE, B.; KNAPP, S.; KÜMPEL, N.F.; MACDONALD, D.W.; MACE, G.M.; MALLET, J.; MATTHEWS, A.; MAY, R.M.; PETCHEY, O.; PURVIS, A.; ROE, D.; SAFI, K.; TURNER, K.; WALPOLE, M.; WATSON, R.; JONES, K.E. Biodiversity conservation and the Millennium Development Goals. **Science**, v. 325, p. 1502–1503, 2009.
- SCARANO, F.R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability and adaptation to climate change **Biodiversity Conservation**, v. 24, p. 2319–2331, 2015.
- SER (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION). **International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International.** Science & Policy Working Group: Washington DC, 2004, 15 p.
- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA, D.R., ROCHA G.P.E., VIEIRA, D.L.M. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393–401, 2015.
- SILVA, T.D. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda.** 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 88 p.
- SOLAR, R.R.C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A.C.; THOMSON, J.R.; LOUZADA, J.; MAUÉS, M.; MOURA, N.G.; OLIVEIRA, V.H.F.; CHAUL, J.C.M.; SCHOEREDER, J H.; VIEIRA, I.C.G.; MAC NALLY, R.; GARDNER, T.A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.
- STEFFEN, .W; RICHARDSON, K; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S.E.; FETZER, I.; BENNETT, E.M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S.R.; VRIES, W.; WIT, C.A.; FOLKE, C. GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G.M.; PERSSON, L.M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B; SÖRLIN, S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 736-747, 2015.

- SUDING, K. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 465–487, 2011.
- SUDING, K.; HIGGS, E.; PALMER, M.; CALLICOTT, J.B.; ANDERSON, C.B.; BAKER, M.; GUTRICH, J.J.; HONDULA, K.L.; LAFEVOR, M.C.; LARSON, B.M.H.; RANDALL, A.; RUHL, J.B.; KATRINA Z. S. SCHWARTZ. Committing to ecological restoration. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 638-640, 2015.
- SWART, J.A.A.; ZEVENBERG, J.; HO, P.; CORTINA, J.; REED, M.; DERAK, M.; VELLA, S.; ZHAO, H.; VAN DER WINDT, H.J. Involving society in restoration and conservation. **Restoration Ecology**, v. 26, n. S1, p. S3–S6, 2018.
- TILMAN, D.; CLARK, M.; WILLIAMS, D.R.; KIMMEL, K.; POLASKY, S.; PACKER, C. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, v. 546, p. 73–81, 2017.
- TREUER, T.L.H.; CHOI, J.J.; JANZEN, D.H.; HALLWACHS, W.; PERÉZ-AVILES, D.; DOBSON, A.P.; POWERS, J.S.; SHANKS, L.C.; WERDEN, L.K.; WILCOVE, D.S. Low-cost agricultural waste accelerates tropical forest regeneration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 275–283, 2018.
- VIANI, R.A.G.; BRAGA, D.P.P.; RIBEIRO, M.C.; PEREIRA, P.H.; BRANCALION, P.H.S. Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1–9, 2018.
- VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; FILHO, R.S. **Cem Anos de Devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005; p. 72.

2. INFLUÊNCIA DE ESPÉCIES DE CRESCIMENTO ACELERADO NO MICRO-HABITAT E NA ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES

RESUMO

O início do processo de restauração florestal em áreas abertas requer a superação de barreiras ao estabelecimento da vegetação nativa a partir da conversão do ambiente a pleno sol ao habitat sombreado, favorável à regeneração das espécies nativas e capaz limitar o crescimento vigoroso de gramíneas competidoras. Entretanto, até o fechamento do dossel pelas nativas, é fundamental controlar espécies competidoras. Mecanismos ecológicos relacionados à “engenharia de ecossistemas” podem ser uma solução a este desafio mediante ocupação da área por espécies exóticas de crescimento acelerado. Porém, se as interações forem negativas, podem prejudicar a restauração florestal. Este trabalho tem o objetivo de verificar se duas espécies exóticas de crescimento acelerado criam micro-habitat de facilitação para as nativas e de inibição às gramíneas competidoras. O experimento foi conduzido no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP) em delineamento em blocos casualizados, com duas repetições por bloco, onde foi realizado o plantio de 16 espécies arbóreas nativas dos grupos funcionais de recobrimento e diversidade em 3 tratamentos: convencional (plantio exclusivo de nativas com controle químico de competidores nas entrelinhas), guandu (plantio de nativas em consórcio com *Cajanus cajan* nas entrelinhas) e mamona (plantio de nativas em consórcio com *Ricinus communis* nas entrelinhas). Foram obtidos dados de ocupação da área por mamona, feijão guandu, gramíneas e outras espécies ruderais e do crescimento das mudas de nativas plantadas, semestralmente. Após 22 meses, foram caracterizados os ambientes criados nos três tratamentos quanto ao fechamento do dossel, deposição de serapilheira, umidade e atributos químicos do solo. Foi avaliada a composição das comunidades criadas em cada um dos tratamentos. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey. Foi verificado que o feijão guandu foi capaz de modificar o ambiente alterando a condição da área aberta para sombreada com maior deposição de serapilheira em relação aos outros dois tratamentos, mas não interferiu na disponibilidade de água e atributos químicos do solo. A leguminosa também foi capaz de ocupar a área limitando a colonização por gramíneas competidoras e outras espécies ruderais, enquanto a mamona perdeu o vigor e não controlou as espécies competidoras. Não foi encontrada influência dos tratamentos sobre a abundância, riqueza e diversidade das comunidades criadas. Porém, no ambiente promovido pelo feijão guandu, as espécies de recobrimento apresentaram maior altura em relação aos outros tratamentos. O tratamento com mamona não facilitou o crescimento das espécies nativas, possivelmente em razão da saída desta espécie do experimento e recolonização das áreas por gramíneas competidoras. Assim, os resultados obtidos demonstraram que o feijão guandu foi capaz de criar micro-habitat sombreado e favorável à restauração em comparação aos outros dois tratamentos; inibiu a ocupação da área por gramíneas competidoras e outras espécies ruderais; e facilitou o crescimento de espécies nativas de recobrimento, sem prejudicar o desempenho de nenhum dos grupos funcionais. A mamona não foi capaz de ocupar a área e alterar as condições ambientais, mas foi substituída por gramíneas competidoras.

Palavras-chave: Restauração florestal; Facilitação; Competição; Controle de gramíneas

ABSTRACT

The beginning of forest restoration process in open habitat requires overcome barriers to native vegetation establishment. It is necessary to convert the area with full sun conditions in shaded habitat, favorable to native species regeneration and able to limit invasive grasses. However, until canopy closure by native trees, it is essential to control competitors. These actions increase costs and difficulty to expand the areas under restoration. Ecosystem engineering mechanisms can be a solution to this challenge. Fast-growing plants cause physical changes in the environment and control the availability of resources to other organisms. Therefore, the occupation by fast-growing exotic species, which quickly close the canopy, can provide the establishment of natives and inhibit competitive grasses. Yet, these interactions may be negative, and they can damage forest restoration. This study aimed to test if two fast-growing exotic species would create a facilitative microhabitat for native species and control competitive grasses. The experiment was conducted in the municipality of Espírito Santo do Pinhal, São Paulo State, Brazil, with a randomized complete block design. Seedlings of sixteen tree species (of the recovery and diversity groups) were introduced in areas with different treatments: Conventional (exclusive planting of native species with herbicide application), Pigeon pea (planting of native species with *Cajanus cajan* in alternated rows) and Castor bean (planting of native species with *Ricinus communis* in alternated rows). Four measurements of native seedlings growth, height and area occupation by pigeon pea, castor bean, grasses, and other species were performed over 22 months. After, canopy closure, litter deposition, chemical composition and soil moisture were measured and the communities composition was estimated in each treatment. The data were submitted to ANOVAs and the means compared by Tukey's test. Pigeon pea was able to change the environment, by converting the condition from open to shaded area; promoted greater litter deposition when compared to the other treatments, but it did not interfere with composition, and soil moisture. This species occupied the area limiting colonization by competitive grasses and other ruderal species, while castor bean lost vigor and did not control competitive species. The treatments did not interfere in the abundance, richness, and diversity of the native tree communities. Although, in pigeon pea's treatment, species of the recovery group had higher height than in other treatments. Castor bean's treatment did not facilitate the native tree growth due to failure in your establishment. This study showed that pigeon pea is able to create shaded habitat, favorable to forest restoration compared to the other treatments. It inhibited competitive grasses and other ruderal species. It also facilitated the growth of a native tree group without impairing the performance of any of the functional groups.

Keywords: Forest restoration; Facilitation; Competition; Control grasses

2.1. Introdução

O início do processo de restauração florestal em áreas abertas requer a superação de algumas barreiras ao estabelecimento da vegetação nativa como a alta radiação, o estresse hídrico, a intensa herbivoria e a abundância de gramíneas exóticas competidoras, que frequentemente ocorrem nessas áreas (RAMÍREZ-BAMONDE; SÁNCHEZ-VELÁZQUEZ; ANDRADE-TORRES, 2005; GALINDO et al., 2017).

As diferenças entre o habitat inicial e tardio no processo de sucessão secundária são, em grande parte, produto da própria vegetação que coloniza o local, responsável pelas mudanças na quantidade e qualidade de luz que penetra no dossel. À medida que a área alterada é ocupada pelas plantas pioneiras, há aumento de área foliar e da altura da superfície de troca de energia e espessamento da camada de serapilheira no sub-bosque, o que leva a diferenças de microclima entre um ambiente exposto após o distúrbio e a floresta secundária madura (BAZZAZ, 1996), a. De forma semelhante, no processo de restauração florestal é, principalmente, a comunidade que está em formação, através da engenharia de ecossistemas de cada espécie favorecida ou introduzida, e da interação entre a engenharia dessas espécies, que produzirá um novo habitat florestal (GANDOLFI, 2017).

Neste sentido, o início do processo de restauração florestal em ambientes abertos se dá a partir da conversão do habitat propício ao desenvolvimento de espécies adaptadas a pleno sol, como as gramíneas exóticas competidoras, a um ambiente sombreado, que proporciona condição favorável à regeneração das espécies nativas (GANDOLFI, 2017). Arbustos e árvores de rápido crescimento e capazes de formar um denso dossel podem favorecer a restauração ecológica limitando o crescimento vigoroso das gramíneas e atuar como facilitadores da regeneração e estabelecimento de espécies arbóreas nativas de crescimento lento sob sua sombra (HOLL, 2002; ZAHAWI et al., 2015; GALINDO et al., 2017).

Com base nesta dinâmica, no Bioma Mata Atlântica foi desenvolvido o método de restauração florestal com elevada diversidade a partir da introdução simultânea, em diferentes linhas, de espécies arbóreas nativas de rápido crescimento que tenham ampla e densa cobertura de copa, denominado grupo funcional de recobrimento, e demais espécies que apresentam crescimento mais lento ou copa de menor área, porém essenciais para garantir a continuidade do processo de restauração e perpetuação da floresta criada, provendo o reestabelecimento e manutenção de funções no ecossistema (BRANCALION;

GANDOLFI; RODRIGUES, 2015a). Desta forma, o grupo de recobrimento será responsável pelo fechamento do dossel e, conseqüentemente, fornecimento de um ambiente adequado para o desenvolvimento das espécies de diversidade, com a gradual eliminação das gramíneas exóticas competidoras (ISERNHAGEN et al., 2009).

Entretanto, após o plantio, as espécies arbóreas do grupo de recobrimento levam certo tempo para atingir o crescimento e abertura de copa suficientes para o sombreamento da área. Nesta fase inicial do processo de restauração, que em geral se estende por um período de até 36 meses, é fundamental o controle de gramíneas exóticas nas áreas onde elas são superabundantes (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015b).

As gramíneas competidoras são descritas como um dos maiores obstáculos à regeneração em pastagens abandonadas (HOLL et al., 2000) e retardam o processo de restauração mesmo em áreas com dossel parcialmente fechado que receberam reflorestamento há décadas (MANTOANI; TOREZAN, 2016). A vantagem competitiva e a ausência de obstáculos naturais à sua proliferação permitem que as espécies invasoras se espalhem rapidamente e venham a se tornar a população dominante (VALÉRY et al., 2008). Elas podem competir com as mudas de árvores sob baixa disponibilidade de água e nutrientes, e assim gerar deficiências na fase de estabelecimento das florestas até o fechamento das copas (GONÇALVES; NOGUEIRA; DUCATTI, 2008). Na ausência de sombra, que limita a capacidade fotossintética das gramíneas exóticas, elas dominam a área e interrompem a continuidade do processo de sucessão natural (RICHARDSON et al., 2007), e da mesma forma, impedem o prosseguimento do processo de restauração retardando o crescimento das espécies nativas introduzidas. Por isto, a adoção de medidas para o controle de competidores é crítica para a prevenção do colapso da restauração florestal e sua ausência, ou inadequação, pode levar ao insucesso, mesmo anos após o início do processo (SOUZA; BATISTA, 2004).

Por outro lado, a eliminação de plantas competidoras é uma das práticas mais dispendiosas na condução dos projetos de reflorestamento. A demanda por mão de obra ou uso de defensivos agrícolas, considerados como método de manejo convencional, oneram e dificultam a expansão das áreas em restauração (GONÇALVES; NOGUEIRA; DUCATTI, 2008; BRANCALION et al., 2009) o que justifica a busca de alternativas para o controle da vegetação herbácea competidora, especialmente quando há restrições logísticas ou financeiras (DICK; ALEXANDER; MOCZYGEMBA, 2016).

Mecanismos ecológicos em que determinada espécie provoca mudanças físicas no ambiente, mantendo, alterando ou criando novos habitats, conhecidos por “engenharia de ecossistemas”, podem ser uma ferramenta para solucionar este problema na fase de implantação da restauração florestal (CASTRO, 2013; AVENDAÑO-YÁÑEZ et al., 2014; KLIPPEL et al., 2015). O processo de facilitação é um destes mecanismos: uma espécie interfere no ambiente de maneira que ameniza as condições extremas e reduz os fatores estressantes, influenciando significativamente na organização e dinâmica das comunidades vegetais que se regenera sob sua interferência (AVENDAÑO-YÁÑEZ et al., 2014).

Assim, uma alternativa interessante aos métodos convencionais de manejo de área em processo de restauração, e bastante promissora, é o emprego de espécies exóticas de crescimento acelerado como “engenheiras do ecossistema”. A introdução destas espécies (herbáceas, arbustivas ou arbóreas), adaptadas ao ambiente aberto e de crescimento mais acelerado que o das árvores nativas do grupo de recobrimento, tem como objetivo a criação de dossel precoce e transitório, que promova o sombreamento da área, alteração do microclima no seu sub-bosque e das condições químicas e estruturais do solo, criando uma complexa heterogeneidade ambiental tridimensional em escalas espaciais e temporais, fundamental no processo de construção da comunidade florestal (GANDOLFI, 2017).

Conforme apontado por Aide et al. (2000), espécies exóticas que apresentam elevado potencial colonizador de áreas degradadas e que são intolerantes ao sombreamento podem atuar como facilitadoras do processo de restauração florestal ao promover habitat adequado para as espécies nativas e controlar as gramíneas. Uma vez criado o sub-bosque, esta espécie deixa de ser recrutada, sendo substituída pelas espécies arbóreas nativas.

Diversos projetos de restauração vêm sendo realizados consorciando espécies nativas com exóticas de crescimento acelerado no intuito de proporcionar rápida ocupação da área degradada com baixo custo, e assim controlar as gramíneas favorecendo o crescimento das espécies de interesse. Dentre as espécies mais comumente utilizadas, estão as leguminosas que atuam como adubação verde do solo (BELTRAME; RODRIGUES, 2008; MARTINS, 2011; CASTRO, 2013; KLIPPEL et al., 2015).

Estas espécies também têm sido testadas como facilitadoras ao estabelecimento de plântulas na semeadura direta, principalmente de espécies de recobrimento (ISERNHAGEN, 2010; BELLEMO, 2017). Assim como espécies agrícolas de ciclo curto produtoras de alimentos (BELTRAME, 2013; SILVA, 2019) ou oleaginosas (MÔNICO, 2019).

Porém, sabe-se que as mudanças de estado físico provocadas por uma espécie podem ter consequências positivas e negativas para outras que vivem no antigo ou no novo ambiente criado (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1997; JONES; CALAWAY, 2007). Os efeitos de uma espécie sobre a outra podem variar, não somente em função das espécies envolvidas, mas também em razão de diversos fatores como as condições ambientais e estações do ano (BAUMEISTER; CALLAWAY, 2006). A importância da facilitação, por exemplo, pode aumentar ao longo de gradiente de estresse abiótico, onde a competição pode tender a diminuir gradativamente (CALLAWAY et al., 2002).

O uso de espécies exóticas de crescimento acelerado apresenta riscos em razão da possibilidade de atuar como fator impeditivo ao crescimento das árvores. Espécies que em determinadas circunstâncias atuam como facilitadoras, em condições ambientais diferentes podem reduzir em excesso a disponibilidade de luz no sub-bosque ou competir por outros recursos limitantes, interferindo negativamente no estabelecimento e crescimento das nativas. Assim, passa a haver o aumento da importância da competição na interação das espécies na comunidade, contrabalançando o efeito de facilitação (CALLAWAY et al., 2002; MAESTRE; VALLADARES; REYNOLDS, 2005). Em estudo sobre os efeitos da cobertura vegetal promovida por espécies exóticas de ciclo curto no processo de restauração de cerrado, Silva et al. (2015) verificaram que a sombra promovida por um consórcio de espécies não interferiu na sobrevivência das plântulas. Contudo, o excesso de sombreamento promovido por outro conjunto levou à diminuição da sobrevivência de espécies típicas do ambiente aberto de cerrado.

Por isto, ainda é incipiente o conhecimento sobre a dinâmica e grau de interferência do micro-habitat criado por espécies exóticas de crescimento acelerado na fase inicial do processo de restauração florestal uma vez que ele pode ser favorável ao estabelecimento das espécies nativas e controlar gramíneas exóticas, ou atuar como mais um fator limitador ao desenvolvimento daquelas.

2.1.1. Objetivo

O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que duas espécies arbustivo-arbóreas exóticas de crescimento acelerado criam micro-habitat específico capaz de controlar as gramíneas competidoras e facilitar o estabelecimento de nativas na fase inicial do processo de restauração de Floresta Estacional Semidecidual.

2.1.1.1. Objetivos específicos

Avaliar o micro-habitat criado pelas espécies exóticas estudadas em relação à área aberta;

Verificar se a ocupação da área por gramíneas competidoras foi menor nos micro-habitat criados pelas espécies exóticas estudadas do que nas áreas que receberam manejo convencional com uso de herbicida;

Verificar se os micro-habitat criados pelas espécies exóticas estudadas facilitam a criação de comunidades mais diversas e o maior crescimento das mudas de nativas em relação às áreas que receberam manejo convencional com uso de herbicida.

2.2. Material e métodos

2.2.1. Área de estudo

O experimento foi conduzido no interior da Fazenda Horto Paineiras, de propriedade da empresa florestal International Paper, no Município de Espírito Santo do Pinhal, Estado de São Paulo, ao longo de 22 meses, entre os anos de 2017 e 2019.

O clima da região é Cwa de acordo com a classificação climática de Köppen, caracterizado por chuvas no verão e seca no inverno (ALVAREZ et al., 2013). As temperaturas médias variam entre cerca de 16° C no mês mais frio e pouco mais de 22° C no mês mais quente. O índice de pluviosidade anual do Município é de 1.540 milímetros. A estação seca ocorre entre os meses de abril e setembro, com menor pluviosidade média em julho. A estação chuvosa vai de meados de novembro a março, com até 261 milímetros de pluviosidade média em janeiro (CEPAGRI, 2016).

A região está inserida no domínio do Bioma Mata Atlântica, e a fitofisionomia original do local é a Floresta Estacional Semidecidual, conforme indicado na Figura 1 (SINBIOTA, 2014).

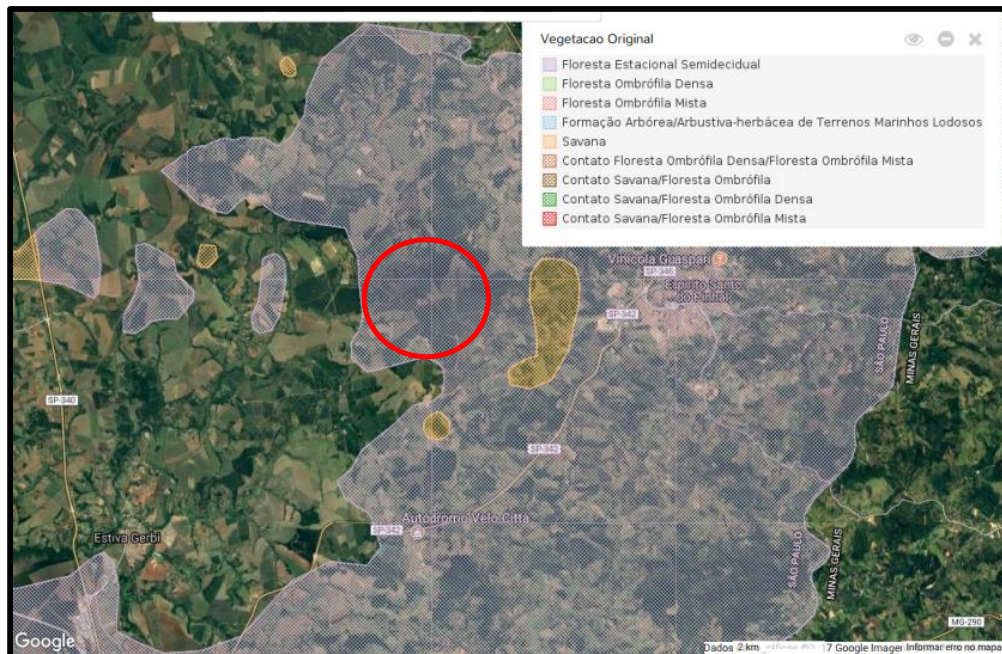


Figura 1. Recorte do Atlas 2.1 SinBiota em sobreposição da camada Vegetação Original e imagem de satélite, com indicação da região onde foi realizado o experimento (círculo vermelho), situada no domínio do Bioma Mata Atlântica – Fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP. Fonte: <http://sinbiota.biota.org.br/atlas>

As áreas experimentais tinham histórico de uso do solo voltado ao cultivo de cana-de-açúcar. Após a retirada desta cultura agrícola, há cerca de uma década, as áreas deixaram de ser utilizadas e foram dominadas por gramíneas exóticas, com predomínio de *Panicum maximum* Jacq., conhecida popularmente por capim colônia, uma espécie altamente competitiva capaz de retardar o processo de restauração florestal por longos períodos, como outras gramíneas competidoras (HOLL et al., 2000; MANTOANI; TOREZAN, 2016).

2.2.2. Escolha e obtenção das espécies

2.2.2.1. Nativas

Foram selecionadas 16 espécies arbóreas nativas de acordo com sua ocorrência na região da área de estudo e em função da disponibilidade de mudas em viveiro comercial no período da implantação. Destas, dez pertencem ao grupo funcional de recobrimento e foram escolhidas com o fim de promover o fechamento do dossel em curto espaço de tempo. As outras seis pertencem ao grupo funcional de diversidade, cuja finalidade é garantir a presença de espécies secundárias no sub-bosque para substituição das pioneiras senescentes e garantir a manutenção do dossel com permanência do habitat florestal sombreado na fase de consolidação (Tabela 1).

Importante salientar que a escolha de somente 16 espécies atendeu apenas as condições específicas desse experimento, em razão da dimensão da área experimental e do número necessário de repetições para as análises estatísticas. Ele não corresponde a qualquer tipo de prescrição para outros projetos, nos quais em geral o número de espécies arbóreas nativas corresponde a várias dezenas, até superior a uma centena (RODRIGUES et al., 2009).

Tabela 1. Lista de espécies arbóreas nativas selecionadas para o plantio de mudas. R: Recobrimento, D: Diversidade.

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo Funcional	Tipo de dispersão
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito de pomba	D	Zoo
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	Guaiuvira	D	Zoo
Fabaceae	<i>Erythrina verna</i> Vell.	Verna	D	Auto
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco	D	Anemo
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	D	Zoo
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	D	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Mamoninha	R	Zoo
Fabaceae	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	Ingá do brejo	R	Zoo
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	R	Anemo
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	R	Zoo
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Algodoeiro	R	Anemo
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Capororoca-branca	R	Zoo
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Saguaraji	R	Auto
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	R	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Fumo-bravo	R	Zoo
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	R	Zoo

2.2.2.2. Exóticas de crescimento acelerado

Para a criação dos micro-habitat facilitadores/competidores desejados, considerados como tratamentos neste experimento, foram selecionadas duas espécies arbustivo-arbóreas exóticas. Elas foram escolhidas por apresentarem facilidade na obtenção de sementes comercialmente e em grande quantidade, rápida germinação, crescimento acelerado, boa abertura de copa, e informações em literatura quanto a atuação no processo de restauração florestal.

O feijão guandu arbóreo - variedade IAC Fava Larga (*Cajanus cajan* (L) Hunth) é uma leguminosa, nativa da África Tropical Ocidental, de ciclo de vida longo e porte arbustivo-arbóreo ereto de 3,5 metros de altura. Amplamente utilizado na adubação verde, tem potencial para uso na alimentação humana (grãos verdes) e animal (pastagem de inverno e

grãos), como quebra-ventos ou sombreamento temporário de cultivos perenes (BELTRAME; RODRIGUES, 2008; IAC, 2019).

A espécie apresenta rápido crescimento com elevado potencial produtivo de massa seca para cobertura do solo, aumentando a biomassa no estágio inicial. Tem reconhecida capacidade de fixação biológica de nitrogênio e, por sua rusticidade, é de fácil implantação e manejo, mesmo em solos de baixa fertilidade (CASTRO, 2013).

A mamona – variedade IAC 2028 (*Ricinus communis* L.) é uma planta oleaginosa da família Euphorbiaceae, sem origem bem definida, possivelmente proveniente da Índia ou África intertropical. Possui porte arbustivo-arbóreo, com altura média entre 1,6 e 1,8 metros. Por sua rusticidade, capacidade de colonizar ambientes com condições adversas, e adaptação ao clima tropical, alastrou-se em quase toda a extensão territorial do Brasil (AZZOLINI, 2008; MATOS, 2007).

Seu óleo tem destacada importância na indústria química com inúmeras aplicações como na fabricação de graxas, tintas, espumas, materiais plásticos para diversos fins e até mesmo em cosméticos e produtos alimentares, além de fornecer matéria prima para fabricação de biodiesel no Brasil (AZEVEDO; BELTRÃO, 2007; MATOS, 2007). Tem despertado interesse como possível espécie fitorremediadora em áreas contaminadas por apresentar crescimento rápido, boa produção de biomassa, e tolerância a condições adversas causadas pelo depósito de rejeitos industriais (AZZOLINI, 2008). É tolerante ao chumbo (ROMEIRO, 2005; LIMA et al., 2010) e moderadamente tolerante a arsênio (MELO, 2009).

Atua como espécie facilitadora em área de depósito de cinzas de carvão mineral, conforme relatado por Azzolini (2008), ao controlar o crescimento da gramínea exótica e favorecer o estabelecimento de outras espécies mediante sombreamento, deposição de serapilheira e alteração na composição química do solo, especialmente quanto ao nitrogênio, níquel e enxofre.

2.2.3. Delineamento experimental

O experimento foi desenvolvido com delineamento em blocos casualizados, com duas repetições por bloco, onde foram testados os tratamentos Convencional, Guandu e Mamona:

- Convencional – plantio exclusivo de espécies arbóreas nativas com roçada química nas entrelinhas;
- Guandu - Plantio de *Cajanus cajan* (feijão guandu) nas entrelinhas das espécies arbóreas nativas;
- Mamona - Plantio de *Ricinus communis* (mamona) nas entrelinhas das espécies arbóreas nativas.

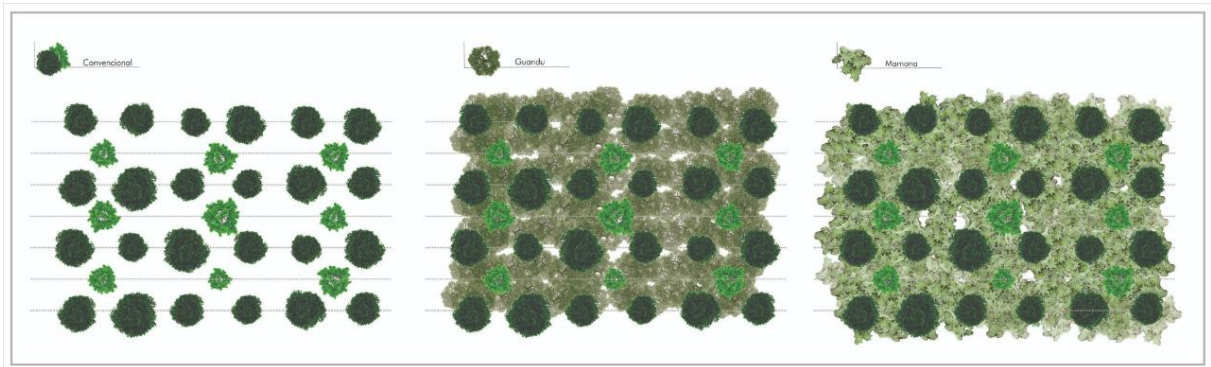


Figura 2. Representação das parcelas com plantio em linhas de recobrimento (ímpares) e diversidade (pares) nos três tratamentos (Convencional, Guandu e Mamona) em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP) entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

Os blocos foram estabelecidos em três locais, marginais e paralelos a cursos d'água naturais, com a dimensão de 118 metros de comprimento por 15 metros de largura (Figura 3).



Figura 3. Imagem de satélite obtida no Google Earth com indicação dos três blocos situados na Fazenda Horto Paineiras, Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, em experimento realizado entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

Em cada um dos blocos, foram delimitadas seis parcelas de 18 x 15 metros onde os três tratamentos foram sorteados duas vezes (Figura 4). Foi mantido o espaçamento de 2 metros entre as parcelas com o fim de evitar interferência dos tratamentos vizinhos.



Figura 4. Imagem de satélite obtida no Google Earth com indicação da disposição das seis parcelas no Bloco 3 na Fazenda Horto Paineiras, Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, em experimento realizado entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

Cada parcela é constituída de 9 linhas paralelas, implantadas no sentido da curva de nível do terreno, com espaçamento de 1,5 metro entre elas. Nas linhas ímpares, denominadas “linhas de recobrimento”, foram plantadas 6 mudas do grupo funcional de recobrimento. Nas linhas pares, denominadas “linhas de diversidade”, foram plantadas 3 mudas do grupo funcional de diversidade (Figura 5). Assim, em cada parcela de 0,027 ha foram plantadas 42 mudas, 3 de cada espécie do grupo funcional de recobrimento e 2 de cada espécie do grupo funcional de diversidade, com exceção de *Heliocarpus popayanensis* (2 por parcela) e *Cariniana estrellensis* (3 por parcela) em razão da disponibilidade de mudas na data da implantação.

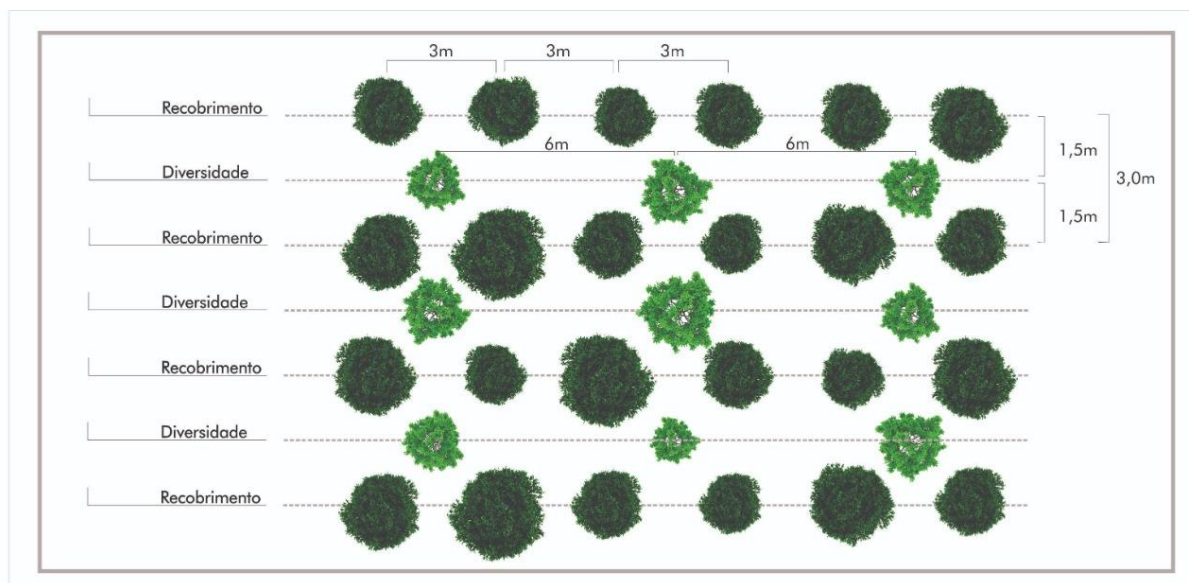


Figura 5. Esquema das linhas de plantio das espécies arbóreas de recobrimento e de diversidade na parcela em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

2.2.4. Preparo da área e implantação

Previamente, foi realizado o preparo da área com subsolagem por máquina agrícola e duas aplicações de herbicida sistêmico (glyphosate) em área total, em intervalo de 2 meses, anteriormente à implantação do experimento, para eliminação da gramínea exótica competidora.

O experimento foi implantado no mês de outubro de 2017. O plantio das mudas foi realizado manualmente com utilização de enxadão. Cada muda foi adubada, aplicando-se aproximadamente 130 gramas do fertilizante NPK 9:36:13, em 2 covetas laterais na distância de cerca de 10 centímetros da muda, conforme recomendação de Gonçalves¹ (comunicação pessoal).

Em seguida, nas parcelas do tratamento Guandu, foi realizada semeadura de feijão guandu arbóreo nas entrelinhas, depositando-se, manualmente, 4 sementes em covas no espaçamento de 0,5 x 0,5 metro. Nas parcelas do tratamento Mamona, foram depositadas, manualmente, 4 sementes de mamona, em covas também no espaçamento de 0,5 x 0,5 metro. Nos dois tratamentos foi realizada adubação de base com 10 g de adubo N,P,K na fórmula 9-36-12 em covetas laterais, conforme recomendação técnica para culturas agrícolas (AGUIAR et al., 2014).

¹ José Leonardo de Moraes Gonçalves, Professor Titular do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo.

Após 4 meses da implantação do experimento, foi realizada uma nova aplicação de herbicida pós-emergente (glyphosate) apenas nas parcelas do tratamento Convencional para controle de gramíneas competidoras, utilizando-se de bomba costal, e direcionado o jato apenas nas folhagens das gramíneas, com o fim de evitar a deriva e danificação das mudas plantadas. Foi ainda realizada adubação de cobertura de todas as mudas em todas as parcelas com 300 gramas do fertilizante NPK 12:0:30, em 2 covetas laterais na distância de cerca de 10 centímetros da muda, conforme recomendação de Gonçalves¹ (comunicação pessoal).

Não foi realizada substituição das mudas mortas a fim de evitar fatores de variação como diferentes idades das mudas e diferentes períodos de introdução em campo.



Figura 6. Visão geral da área. Nota-se as linhas criadas pelo subsolador para o plantio das mudas de espécies de recobrimento e diversidade, separadamente, em experimento realizado em Espírito Santo do Pinhal em outubro de 2017.



Figura 7. Fotografia das covas nas entrelinhas do plantio onde foi semeada a mamona, em experimento realizado em Espírito Santo do Pinhal em outubro de 2017.

2.2.5. Coleta de dados e análises

2.2.5.1. Caracterização do micro-habitat

Ao fim do período experimental, a fim de verificar se as duas espécies exóticas foram capazes de alterar as condições ambientais em relação às áreas em que foi realizado o manejo convencional, foi avaliado o sombreamento da área, deposição de serapilheira sobre o solo, umidade na camada superficial do solo, e composição química do solo.

O sombreamento da área nos três tratamentos foi verificado no 22º mês utilizando-se densiômetro esférico côncavo, Modelo-C, marca Forest Densiometers, posicionado a 1,3 metro de altura do solo. Para isto, no centro de cada parcela foi tomada uma medida voltada para cada um dos pontos cardeais, por uma única pessoa, e calculada a média das quatro medidas. As leituras do equipamento foram realizadas de acordo com metodologia descrita por Bertacchi (2012) e Pardi (2014), em que cada um dos 24 quadrantes do espelho convexo foi dividido mentalmente em quatro. Foram contados quantos quartos de cada quadrante refletiam a parte aberta do dossel. Para isto, foram consideradas as copas de todos os exemplares que promoviam sombreamento nos quadrantes do equipamento, tanto de espécies arbóreas nativas, como feijão guandu e espécies ruderais. O total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, obtendo-se a porcentagem de abertura do dossel em cada ponto cardinal. Este valor, subtraído de 100, resultou no valor da porcentagem de cobertura do dossel em cada ponto.

Ainda no 22º mês, a massa de serapilheira depositada sobre o solo nos três tratamentos foi estimada mediante coleta de três amostras por parcela. Para isto, uma moldura circular de aço inoxidável de 491 cm² foi lançada aleatoriamente na parcela e todo o material vegetal acumulado sobre o solo no interior de área delimitada pela moldura foi coletado e armazenado em sacos de papel, conforme metodologia descrita por Rocha (2017). Posteriormente, o material foi levado à estufa de circulação forçada de ar a 60°C por 24 horas, pesado em balança de precisão e calculada a média das três amostras em cada parcela.

Para a avaliação da umidade do solo, foram coletadas três amostras de solo por parcela com auxílio de trado holandês na profundidade de 0 – 20 cm, aos 22 meses. Cada amostra simples foi armazenada em embalagem plástica impermeável e vedada. Foi realizada a determinação do teor de umidade, conforme EMBRAPA (1997). Para isto, parte de cada amostra de solo foi pesada em becker e transferida para estufa a 105°C por 24 horas. Após o

resfriamento, o material foi novamente pesado, obtendo-se a umidade gravimétrica (UG) a partir da fórmula: $UG = 100 (a - b) / b$, sendo que a = peso da amostra úmida e b = peso da amostra seca. Com estes valores, foi calculada a média das três amostras em cada parcela.

Por fim, o restante de solo não utilizado de cada amostra foi misturado, constituindo amostras compostas para cada parcela, as quais foram enviadas ao Laboratório de Química do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” para análise química dos seguintes parâmetros: pH $CaCl_2$ 0,01 mol.L⁻¹, MO, P, K, Ca, Mg, acidez potencial (H+Al) e cálculos da soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) e porcentagem de saturação de bases (V %).

2.2.5.2. Ocupação da área

Para a avaliação do impacto dos micro-habitat criados pelas espécies exóticas estudadas em relação às gramíneas, neste trabalho, foi considerada como eficiente a espécie exótica (feijão guandu e mamona) que tenha levado à redução da área ocupada por gramíneas quando comparado aos parâmetros encontrados na área aberta que recebeu aplicação de herbicida (tratamento convencional).

Foi ainda avaliada a ocupação da área pelas espécies exóticas estudadas (feijão guandu e mamona) e por outras espécies ruderais a fim de verificar a relação destas com o controle das gramíneas.

A ocupação da área foi avaliada em monitoramentos semestrais até o 22º mês, mediante adaptação do procedimento utilizado por Martins (2011). Para isto, foi observada a porcentagem de cobertura do feijão guandu, mamona, gramíneas e outras espécies ruderais não gramíneas, no interior de área delimitada por uma moldura circular de 0,33 m², lançada, aleatoriamente, no interior de cada parcela quatro vezes, sem levar em consideração a posição da moldura em relação às linhas e entrelinhas. Foi ainda avaliada a altura do feijão guandu, mamona, gramíneas e outras espécies ruderais não gramíneas no interior da moldura, com o auxílio de fita métrica, medindo-se do solo até a parte viva mais alta, dos maiores exemplares presentes na área delimitada.

2.2.5.3. Composição das comunidades e crescimento das nativas plantadas

Para a avaliação do impacto dos micro-habitat criados por espécies exóticas em relação às espécies arbóreas nativas e sua capacidade, ou não, de favorecimento do processo

de restauração, neste trabalho, foi considerada como facilitadora a espécie exótica estudada (feijão guandu e mamona) que tenha levado à criação de comunidades mais diversas ou ao aumento do tamanho das mudas de espécies nativas quando comparado aos parâmetros encontrados na área aberta (tratamento convencional). E considerado como competidora a espécie exótica estudada que tenha levado à criação de comunidades com menor abundância ou diversidade ou ao menor tamanho das mudas de espécies nativas quando comparado aos parâmetros encontrados na área aberta.

Foi avaliada a composição das comunidades criadas aos 22 meses. Para isto, os indivíduos provenientes do plantio de mudas presentes em cada parcela foram considerados como uma comunidade. A partir do número de indivíduos de cada espécie por parcela, foram calculadas a Abundância, Riqueza e Índice de Diversidade de Shannon (H') por grupos funcionais e total nos três tratamentos.

Com base no número médio de indivíduos de cada espécie por parcela, foi calculada a densidade relativa das espécies nas comunidades finais a partir da fórmula: Densidade Relativa = $[(N^{\circ} \text{ indivíduos da espécie} / N^{\circ} \text{ indivíduos da comunidade}) \times 100]$. Foi ainda estimado o número de mudas que seria obtido por hectare para cada espécie em cada tratamento. Considerando que as parcelas correspondem a 0,027 ha, o cálculo da estimativa de mudas por hectares foi realizado a partir da fórmula: $N^{\circ} \text{ de indivíduos por hectare} = N^{\circ} \text{ de indivíduos na parcela} / 0,027$.

O crescimento das mudas de espécies arbóreas nativas plantadas foi monitorado ao longo do período experimental em 4 avaliações semestrais, sendo que a última foi realizada ao 22º mês. Para isto, foi obtida a altura de cada muda com auxílio de fita métrica ou, quando necessário, uma vara de bambu com indicação da escala, do solo até a parte viva mais alta. A área da copa foi obtida com auxílio de trena, medindo-se o maior diâmetro e, posteriormente, o diâmetro ortogonal de cada muda. A partir destes valores, foi calculada a área de uma elipse, representando a dimensão da copa do indivíduo.

2.2.5.4. Análise dos dados

Os dados de cobertura do dossel, massa de serapilheira, umidade, parâmetros químicos do solo, a cobertura do solo e altura da mamona, feijão guandu, gramíneas e ruderais, foram submetidos à análise de variância a fim de verificar diferenças entre os tratamentos.

A abundância, riqueza e Índice de Diversidade de Shannon, assim como a altura e área da copa das mudas de espécies nativas foram separadas por grupo funcional e submetidas à análise de variância a fim de verificar diferenças entre os tratamentos.

A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk. Os dados de área de copa das espécies dos grupos funcionais de recobrimento e de diversidade não apresentaram distribuição normal dos resíduos, por isto, no modelo foi utilizada distribuição lognormal. Os demais dados foram analisados a partir do modelo em distribuição gaussiana. Posteriormente, as médias foram comparadas pelo teste Tukey a 5%.

Todas as análises foram realizadas utilizando-se o procedimento GLIMMIX do Software SAS 9.3).

2.3. RESULTADOS

Em campo, visualmente foi possível acompanhar a ocupação das áreas pelo feijão guandu logo nos primeiros noventa dias. A espécie apresentou distribuição regular em todas as parcelas e criou um maciço de vegetação horizontal e verticalmente (Figura 8), descaracterizando a distribuição de linhas e entrelinhas em razão da elevada biomassa aérea produzida. Uma vez que o crescimento desta espécie foi acelerado, ele superou o crescimento das arbóreas nativas, que em sua maioria, cresceram no sub-bosque formado pelo feijão guandu. Porém, algumas espécies do grupo funcional de recobrimento atingiram altura similar ou superior à do feijão guandu, como *C. myrianthum*, *G. ulmifolia*, *H. popayanensis*, *S. granuloseprosum*, que passaram a fazer parte do dossel misto, formado por nativas e guandu. Alguns indivíduos de *E. verna*, do grupo funcional de diversidade, também atingiram a altura do dossel aos 22 meses.



Figura 8. Fotografia a partir da borda de uma parcela do tratamento Guandu em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, obtida em abril de 2018.

Foi ainda verificado ao longo dos 22 meses de acompanhamento do experimento, que a arquitetura produzida pelo feijão guandu foi atrativa para a fauna. No interior das parcelas deste tratamento, foi observada visita de diversidade de insetos no período de floração da leguminosa, ninhos de pequenas aves nos galhos e a presença de presença de lagartas e serpente em meio à camada de folheto depositada sobre o solo no sub-bosque criado pelo feijão guandu (Figura 9).



Figura 9. Fotografia de fauna encontrada no interior de parcelas do tratamento Guandu em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, obtida em abril de 2018.

A mamona também germinou em todos os blocos e, inicialmente, ocupou de maneira homogênea as parcelas (Figura 10). Contudo, verificou-se que as mudas não atingiram o crescimento e abertura de copa esperados para a variedade utilizada e começaram a apresentar sintomas de doença com perda das folhas e podridão do caule no ápice do período chuvoso, o que levou à morte dos exemplares. Gradativamente, a espécie saiu do sistema e foi substituída por outras espécies ruderais não gramíneas. Estas, por sua vez, ocuparam integralmente as parcelas do tratamento Mamona, produzindo neste período, a função de impedir a colonização por gramíneas e criar micro-habitat sombreado para as mudas de nativas. Contudo, ao fim do ciclo de vida destas espécies, as gramíneas competidoras recolonizaram as parcelas do tratamento Mamona.



Figura 10. Fotografias da parcela do tratamento Mamona com início do crescimento da espécie exótica estudada em dezembro de 2017 (esquerda) e de exemplar de mamona com perda de folhas e início da podridão do caule em abril de 2018 (direita). Nota-se a abundância de outras espécies ruderais que ocuparam a área. Experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP.

Cabe salientar que, apesar de ter sido acompanhada a reocupação destas parcelas pelas gramíneas competidoras, não foi aplicado herbicida nem adotado qualquer outro método para controle manual ou mecânico de invasoras a fim de não interferir no delineamento experimental.

Foi também observada visitação de insetos nas parcelas do tratamento Mamona no período em que estas áreas estavam ocupadas por espécies ruderais em floração.

As parcelas do tratamento convencional mantiveram ambiente aberto, à pleno sol, em todo o período de experimentação em razão da aplicação de herbicida nas entrelinhas do plantio de mudas.

2.3.1. Caracterização do micro-habitat

Com relação à cobertura do dossel, encontrou-se diferença entre os tratamentos (FValue = 44,34; $p < 0,0001$), com maior fechamento do dossel no tratamento Guandu em relação aos outros dois. Também foi encontrada diferença na massa seca de serapilheira entre os três tratamentos aos 22 meses (FValue = 8,03; $p = 0,0054$). Não foi encontrada diferença entre os três tratamentos quanto à umidade gravimétrica do solo aos 22 meses (FValue = 0,01; $p = 0,9886$), conforme Figura 11.

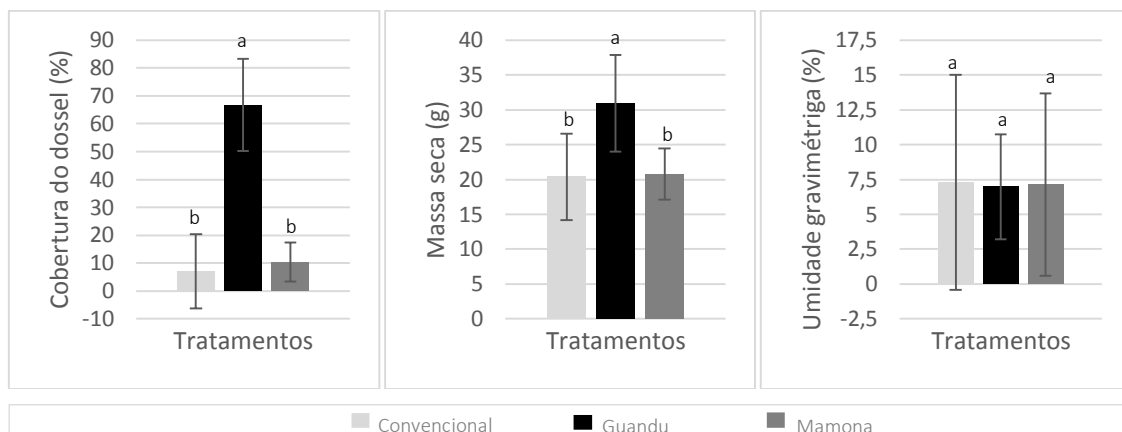


Figura 11. Média da porcentagem de cobertura do dossel, massa seca média de serapilheira (gramas em 491 cm²) e umidade gravimétrica do solo aos 22 meses nos três tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em agosto de 2019.

Os valores obtidos quanto aos atributos químicos do solo nos três tratamentos são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão de pH (CaCl₂), matéria orgânica (MO), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), acidez potencial (H+Al), soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação da CTC por bases (V%) no solo nos três tratamentos (convencional, guandu e mamona) em amostras compostas dos três blocos experimentais situados no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP) em agosto de 2019.

	Convencional	Guandu	Mamona
pH	4,87 ± 0,7 (a)	5,37 ± 1,47 (a)	5,23 ± 1,05 (a)
MO (g.dm. ⁻³)	15,67 ± 6,59 (a)	24,17 ± 9,83 (a)	15 ± 2,68 (a)
P (mg.dm. ⁻³)	45,5 ± 95,79 (a)	24,83 ± 27,85 (a)	28,67 ± 40,45 (a)
K (mmolc.dm. ⁻³)	2,08 ± 1,02 (a)	1,88 ± 0,68 (a)	1,78 ± 0,88 (a)
Ca (mmolc.dm. ⁻³)	20,33 ± 15,34 (a)	103 ± 143,12 (a)	29,5 ± 27,83 (a)
Mg (mmolc.dm. ⁻³)	5,17 ± 2,93 (a)	7,33 ± 4,93 (a)	4,67 ± 1,37 (a)
H+Al (mmolc.dm. ⁻³)	32,83 ± 16,06 (a)	27 ± 14,06 (a)	13,65 ± 13,65 (a)
SB (mmolc.dm. ⁻³)	27,37 ± 15,4 (a)	112,22 ± 146,59 (a)	35,95 ± 27,91 (a)
CTC (mmolc.dm. ⁻³)	60,2 ± 14,45 (a)	139,22 ± 132,81 (a)	61,95 ± 18,97 (a)
V %	45,67 ± 23,53 (a)	55 ± 32,93 (a)	53,33 ± 26,72 (a)

*Nas linhas, as médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tuckey (p < 0,05).

2.3.2. Ocupação da área

Com relação à ocupação da área nas entrelinhas do plantio, verificou-se que ao longo de todo o período experimental a cobertura do solo por feijão guandu foi maior (FValue 26,62;

$p < 0,0009$) que a cobertura proporcionada pela mamona (Figura 12). Isto porque, apesar de ter germinado e ocupado a área inicialmente, a mamona perdeu o vigor e gradativamente saiu do sistema. A partir da terceira avaliação (17 meses) já não foi encontrada mamona nas parcelas do respectivo tratamento, conforme indicado na Figura 12.

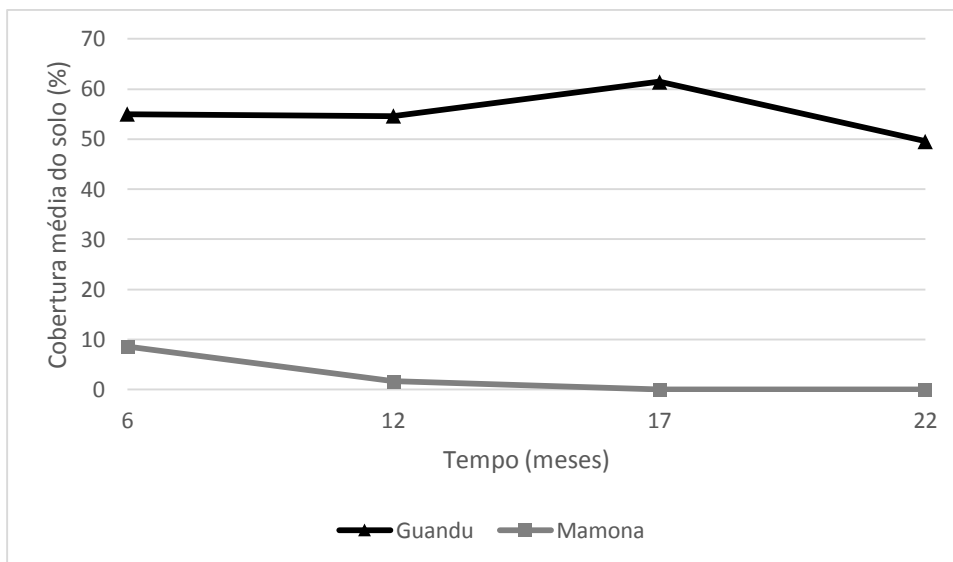


Figura 12. Porcentagem média de cobertura promovida pelo feijão guandu e pela mamona nos respectivos tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019.

Também a partir da terceira avaliação, houve diferença na cobertura do solo por gramíneas entre os três tratamentos (Figura 13). Aos 17 meses a área coberta por gramíneas foi maior no tratamento Mamona em relação ao Guandu, sem diferença significativa entre estes dois em relação ao Convencional (FValue = 5,07; $p = 0,0235$). Aos 22 meses, a cobertura de gramínea foi significativamente menor no tratamento Guandu e não apresentou diferença na comparação entre os tratamentos Mamona e Convencional (FValue = 23,64; $p < 0,0001$).

Já a área ocupada por outras espécies vegetais não gramíneas foi maior nos tratamentos Mamona e Convencional em relação ao Guandu aos 6 meses (FValue = 6,81; $p = 0,0095$). Aos 12 meses, foi maior apenas na comparação entre o tratamento Convencional em relação ao Guandu (FValue = 9,13; $p = 0,0033$). Nas demais avaliações houve redução da ocupação da área por estas espécies ruderais e não foi encontrada diferença entre os tratamentos.

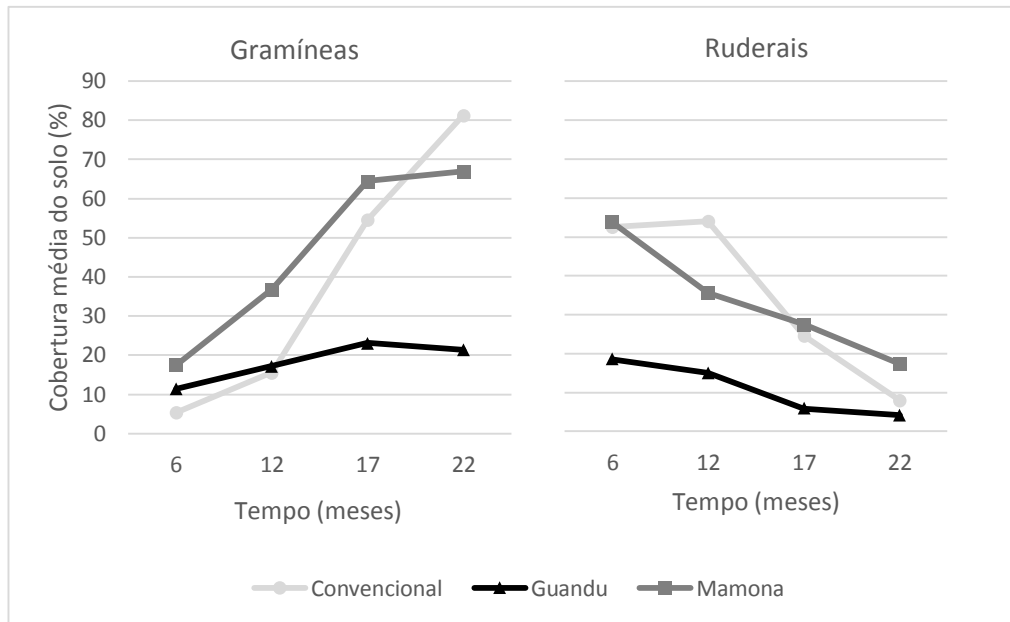


Figura 13. Porcentagem média de cobertura por gramíneas (esquerda) e outras espécies ruderais (direita) nos três tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019.

O feijão guandu apresentou altura média de 1,9 metro na primeira avaliação, aos 6 meses, e chegou ao fim do experimento com 3,5 metros. Enquanto a maior altura média da mamona durante este período foi de 0,13 metro de altura média aos 6 meses (Figura 14).

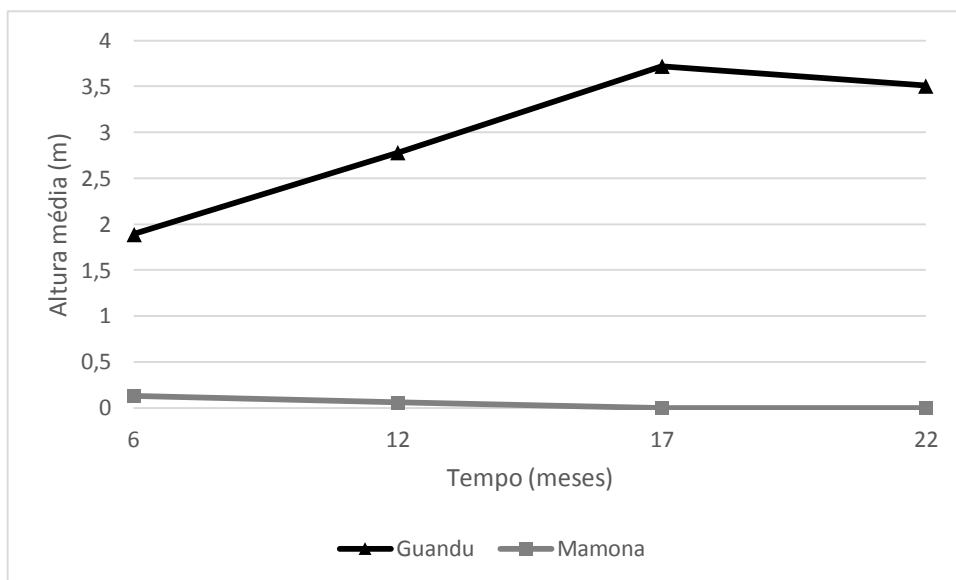


Figura 14. Altura do feijão guandu e da mamona nos respectivos tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019.

As gramíneas apresentaram aumento gradativo de altura ao longo do tempo nos tratamentos Convencional e Mamona. No Tratamento Guandu, a altura da gramínea variou pouco e foi significativamente menor quando comparado com o tratamento Convencional aos 22 meses (FValue = 5,38; $p = 0,0199$). As outras espécies ruderais diferiram em altura entre os tratamentos apenas na última avaliação, quando foi encontrada maior altura média no tratamento Mamona em relação ao tratamento Guandu (FValue = 7,66; $p = 0,0063$).

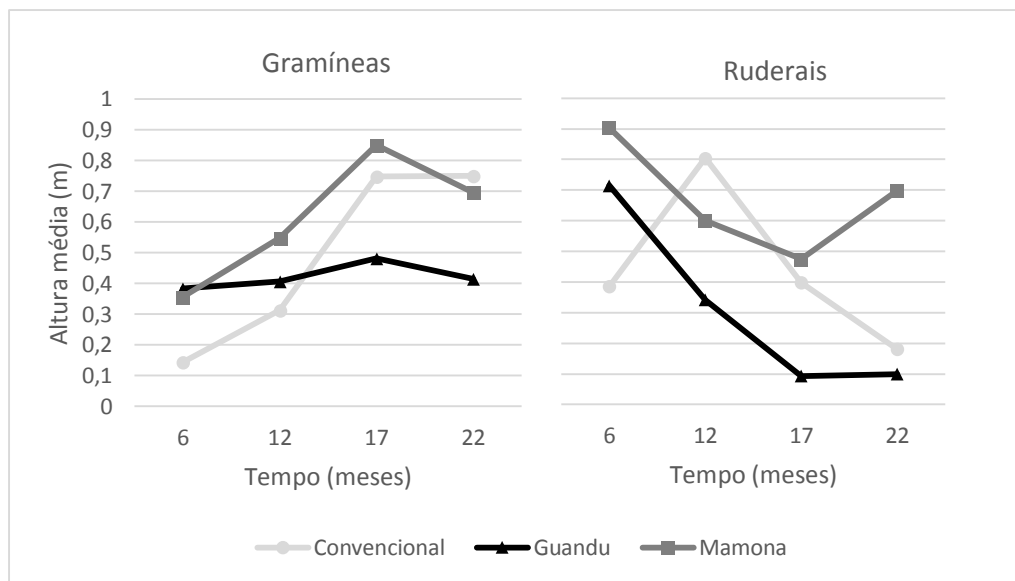


Figura 15. Altura média de gramíneas (esquerda) e outras espécies ruderais (direita) nos três tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019.

2.3.3. Abundância, Riqueza, Diversidade e Composição das comunidades de espécies arbóreas nativas plantadas que se formaram após 22 meses

Aos 22 meses, foram avaliados 566 indivíduos das espécies arbóreas nativas plantadas, correspondente a 75% de sobrevivência total. Todas as 16 espécies introduzidas se estabeleceram e estavam presentes nas quatro avaliações.

Com exceção da espécie *Tapirira guianensis*, que não sobreviveu no bloco 3 e no bloco 2 apresentou apenas 1 indivíduo, todas as demais espécies estavam representadas nos três blocos e nos três tratamentos.

Não foi encontrada diferença na abundância, riqueza e Índice de Diversidade de Shannon nas comunidades finais criadas em cada tratamento após 22 meses de experimentação.

Tabela 3. Abundância média, riqueza média e índice de diversidade de Shannon médio obtidos nos tratamentos Convencional, Guandu e Mamona e valores do Teste F, em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP em agosto de 2019. SD = desvio padrão.

Variável	Média ± SD			Teste F	
	Convencional	Guandu	Mamona	Estatística	Valor-p
Abundância total	28,83 ± 7,44 (a)	32,83 ± 4,45 (a)	32,5 ± 4,42 (a)	1,57	0,2455
Riqueza	13,5 ± 1,97 (a)	15,00 ± 0,63 (a)	14,5 ± 0,84 (a)	2,31	0,1382
Índice de Diversidade H'	2,38 ± 0,21 (a)	2,47 ± 0,04 (a)	2,45 ± 0,10 (a)	0,79	0,4744

Analizando as comunidades em termos de distribuição de indivíduos entre as espécies nos diferentes tratamentos, observa-se que para o grupo funcional de recobrimento, não houve dominância de uma espécie em relação às demais em nenhum dos três micro-habitat (Figuras 16, 17 e 18). No Convencional, todas as espécies de recobrimento tiveram densidade relativa entre 7 e 13%, no Guandu variou entre 8 e 13% e na Mamona, entre 8 e 13%, com exceção de *M. fistulifera* que teve apenas 4% neste último tratamento (Tabela 4).

Já para o grupo funcional de diversidade, em todos os tratamentos a espécie *C. estrellensis* foi mais frequente por ter sido realizado plantio de número maior de mudas em todas as parcelas. A espécie *T. guianensis* teve densidade relativa baixa de modo geral, contudo, foi mais representativa na comunidade final do tratamento Mamona que nos demais. Ainda neste tratamento, foi observada menor densidade relativa de *E. verna* em relação aos demais, enquanto *C. americana* teve menor densidade relativa no tratamento convencional (Tabela 5).

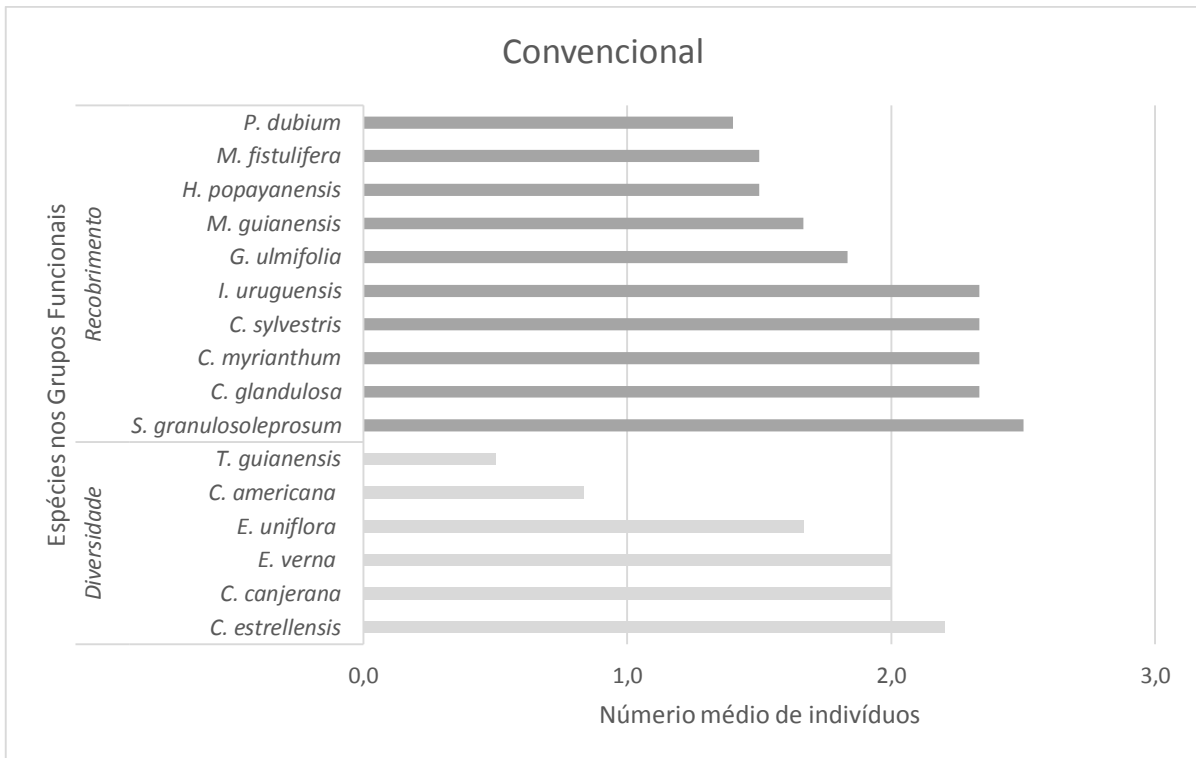


Figura 16. Número médio de indivíduos de cada espécie no tratamento convencional separado por grupos funcionais de recobrimento e diversidade em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal na avaliação realizada em agosto/2019.

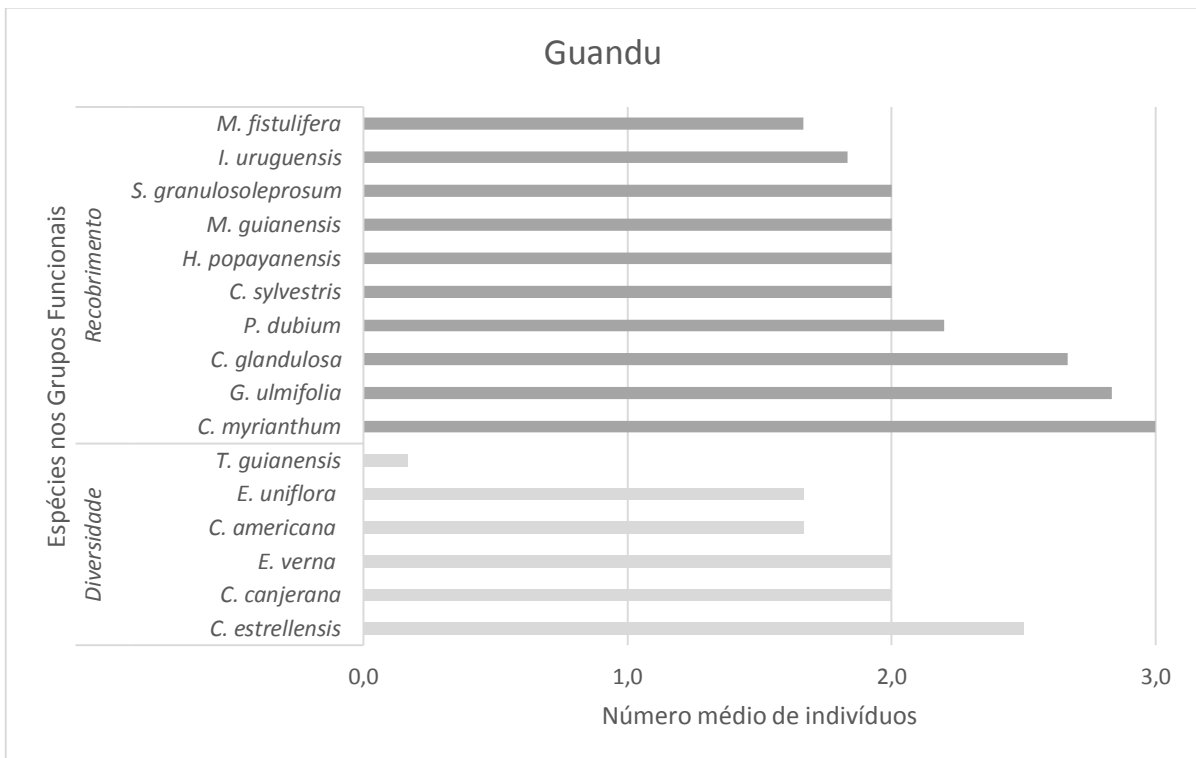


Figura 17. Número médio de indivíduos de cada espécie no tratamento guandu separado por grupos funcionais de recobrimento e diversidade em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal na avaliação realizada em agosto/2019.

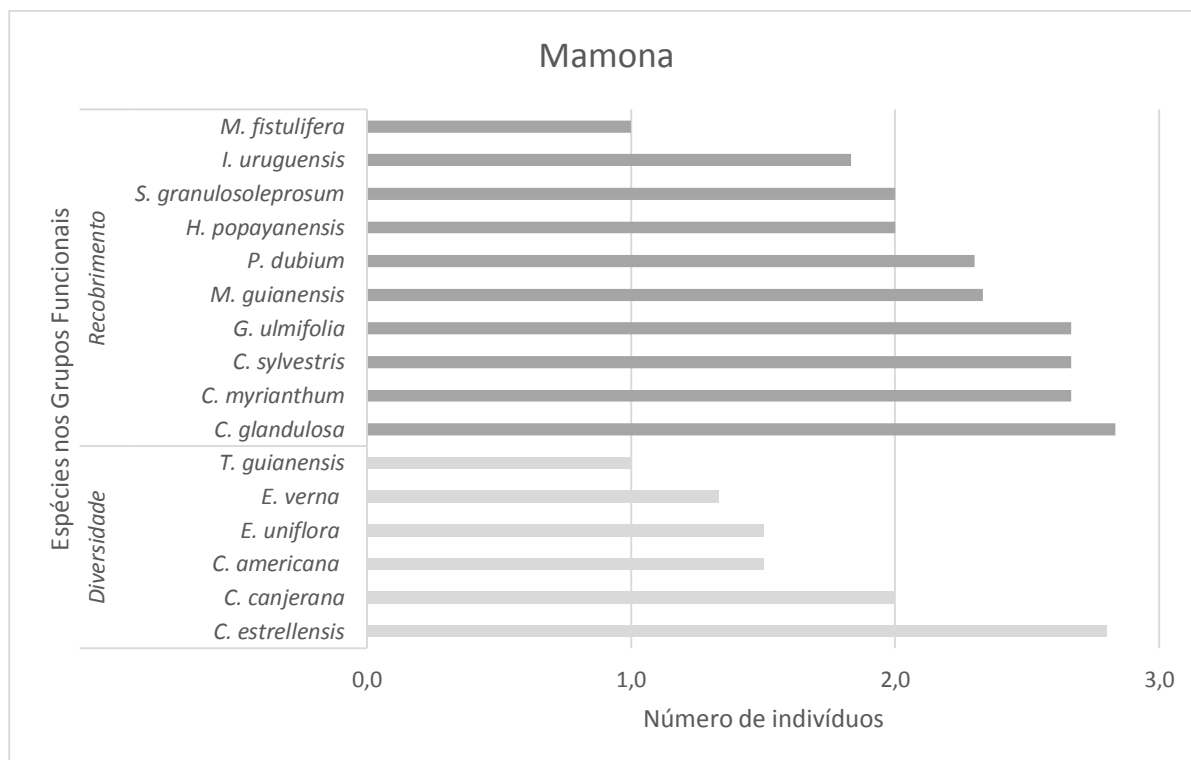


Figura 18. Número médio de indivíduos de cada espécie no tratamento mamona separado por grupos funcionais de recobrimento e diversidade em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal na avaliação realizada em agosto/2019.

O número de indivíduos, a densidade relativa e a estimativa do número de mudas por espécie em um hectare nas comunidades finais nos três tratamentos são apresentados nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 4. Número de indivíduos (N), Densidades relativas (DR) e estimativa do número de indivíduos por hectare (N/ha) de cada espécie do grupo funcional de recobrimento nas comunidades finais criadas em cada tratamento (convencional, guandu e mamona) aos 22 meses em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP em agosto de 2019.

Espécie	Convencional			Guandu			Mamona		
	N	DR (%)	N/ha	N	DR (%)	N/ha	N	DR (%)	N/ha
<i>C. glandulosa</i>	2,3	12	86	2,7	12	99	2,8	13	105
<i>C. myrianthum</i>	2,3	12	86	3,0	14	111	2,7	12	99
<i>C. sylvestris</i>	2,3	12	86	2,0	9	74	2,7	12	99
<i>G. ulmifolia</i>	1,8	9	68	2,8	13	105	2,7	12	99
<i>H. popayanensis</i>	1,5	8	56	2,0	9	74	2,0	9	74
<i>I. uruguensis</i>	2,3	12	86	1,8	8	68	1,8	8	68
<i>M. fistulifera</i>	1,5	8	56	1,7	8	62	1,0	4	37
<i>M. guianensis</i>	1,7	8	62	2,0	9	74	2,3	10	86
<i>P. dubium</i>	1,4	7	52	2,2	10	81	2,3	10	85
<i>S. granuloseprosum</i>	2,5	13	93	2,0	9	74	2,0	9	74

Tabela 5. Número de indivíduos (N), Densidades relativas (DR) e estimativa do número de indivíduos por hectare (N/ha) de cada espécie do grupo funcional de diversidade nas comunidades finais criadas em cada tratamento (convencional, guandu e mamona) aos 22 meses em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP em agosto de 2019.

Espécie	Convencional			Guandu			Mamona		
	N	DR (%)	N/ha	N	DR (%)	N/ha	N	DR (%)	N/ha
<i>C. americana</i>	0,8	9	31	1,7	17	62	1,5	15	56
<i>C. canjerana</i>	2,0	22	74	2,0	20	74	2,0	20	74
<i>C. estrellensis</i>	2,2	24	81	2,5	25	93	2,8	28	104
<i>E. uniflora</i>	1,7	18	62	1,7	17	62	1,5	15	56
<i>E. verna</i>	2,0	22	74	2,0	20	74	1,3	13	49
<i>T. guianensis</i>	0,5	5	19	0,2	2	6	1,0	10	37

Também não houve diferença na abundância, riqueza e Índice de Diversidade de Shannon quando realizadas as análises separadamente por grupo funcional de recobrimento e diversidade nas comunidades em cada tratamento.

Tabela 6. Abundância média, riqueza média e índice de diversidade de Shannon médio do grupo funcional de recobrimento nos tratamentos Convencional, Guandu e Mamona e valores do Teste F, em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP em agosto de 2019. SD = desvio padrão.

Variável	Média ± SD			Teste F	
	Convencional	Guandu	Mamona	Estatística	Valor-p
Abundância total	19,50 ± 6,28 (a)	22,33 ± 3,08 (a)	22,33 ± 3,39 (a)	1,09	0,3649
Riqueza	9,00 ± 1,55 (a)	9,83 ± 0,41 (a)	9,67 ± 0,82 (a)	1,26	0,3153
Índice de Diversidade H'	2,11 ± 0,20 (a)	2,24 ± 0,06 (a)	2,21 ± 0,10 (a)	2,00	0,1753

Tabela 7. Abundância média, riqueza média e índice de diversidade de Shannon médio do grupo funcional de diversidade nos tratamentos Convencional, Guandu e Mamona e valores do Teste F, em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP em agosto de 2019. SD = desvio padrão.

Variável	Média ± SD			Teste F	
	Convencional	Guandu	Mamona	Estatística	Valor-p
Abundância total	9,33 ± 1,63 (a)	10,5 ± 1,76 (a)	10,17 ± 1,72 (a)	1,26	0,3158
Riqueza	4,5 ± 0,55 (a)	5,17 ± 0,41 (a)	5 ± 0,0,63 (a)	2,5	0,1206
Índice de Diversidade H'	1,44 ± 0,16 (a)	1,57 ± 0,07 (a)	1,53 ± 0,13 (a)	1,59	0,2405

2.3.4. Crescimento das espécies nativas do grupo de recobrimento

As espécies do grupo funcional de recobrimento apresentaram diferença de altura entre os tratamentos em três das quatro avaliações: aos 6 meses (FValue = 10,47; $p < 0,0001$), aos 17 meses (FValue = 7,45; $p = 0,0007$) e aos 22 meses (FValue = 11,67; $p < 0,0001$). Nas três ocasiões, a altura média das mudas foi maior no tratamento Guandu em relação aos tratamentos Convencional e Mamona (Figura 19).

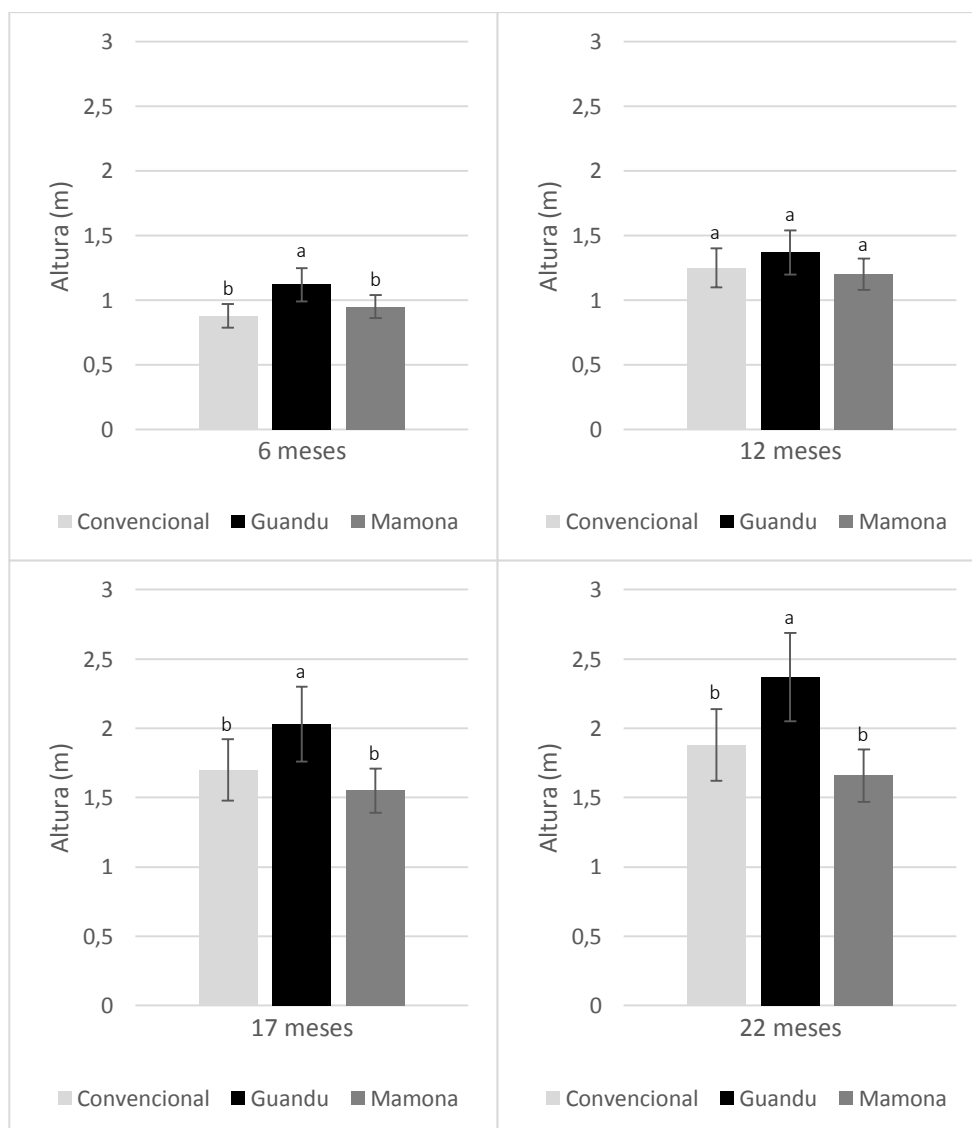


Figura 19. Altura média das mudas de espécies do grupo funcional de recobrimento entre os tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019. As barras representam os limites mínimo e máximo de confiança da média. Letras iguais não diferem estatisticamente entre si em cada uma das avaliações.

Ao longo das três primeiras avaliações não foi encontrada diferença na área da copa das espécies do grupo funcional de recobrimento. Aos 22 meses, observou-se que no

tratamento Convencional a área da copa das espécies deste grupo foi maior que no tratamento Mamona (FValue = 4,5; $p = 0,012$).

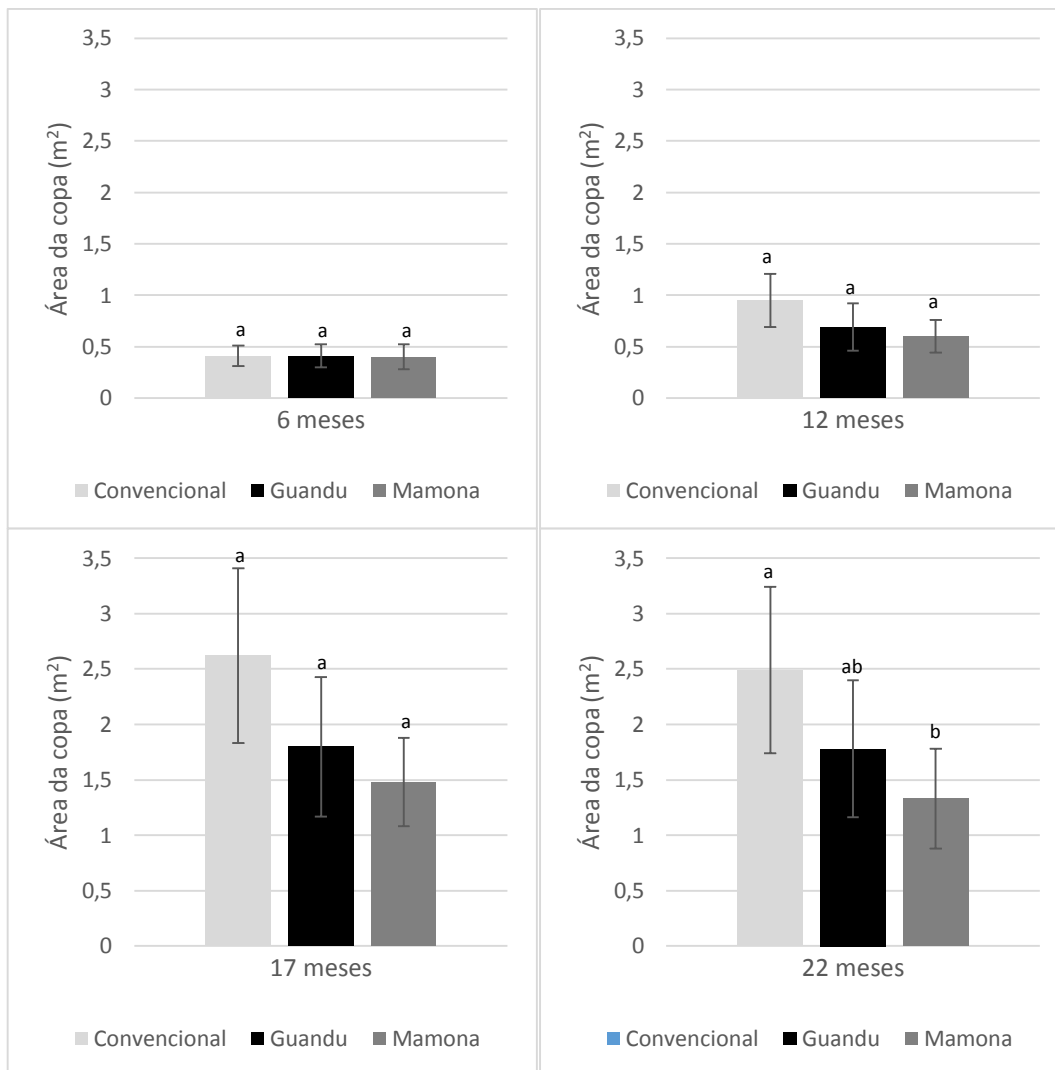


Figura 20. Área da copa das mudas de espécies do grupo funcional de recobrimento nos três tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019. As barras representam os limites mínimo e máximo de confiança da média. Letras iguais não diferem estatisticamente entre si em cada uma das avaliações.

2.3.5. Crescimento das espécies nativas do grupo de diversidade

As espécies do grupo funcional de diversidade apresentaram diferença de altura entre os tratamentos na primeira avaliação (FValue = 9,11; $p = 0,0002$) com maior altura média no tratamento Guandu em relação Convencional. Na segunda avaliação, não foi encontrada diferença significativa. Aos 17 meses, as mudas do tratamento Guandu apresentaram maior altura média em relação ao tratamento Mamona (FValue = 3,39; $p = 0,037$). Porém, na última avaliação (22 meses) já não foi encontrada diferença entre os três tratamentos.

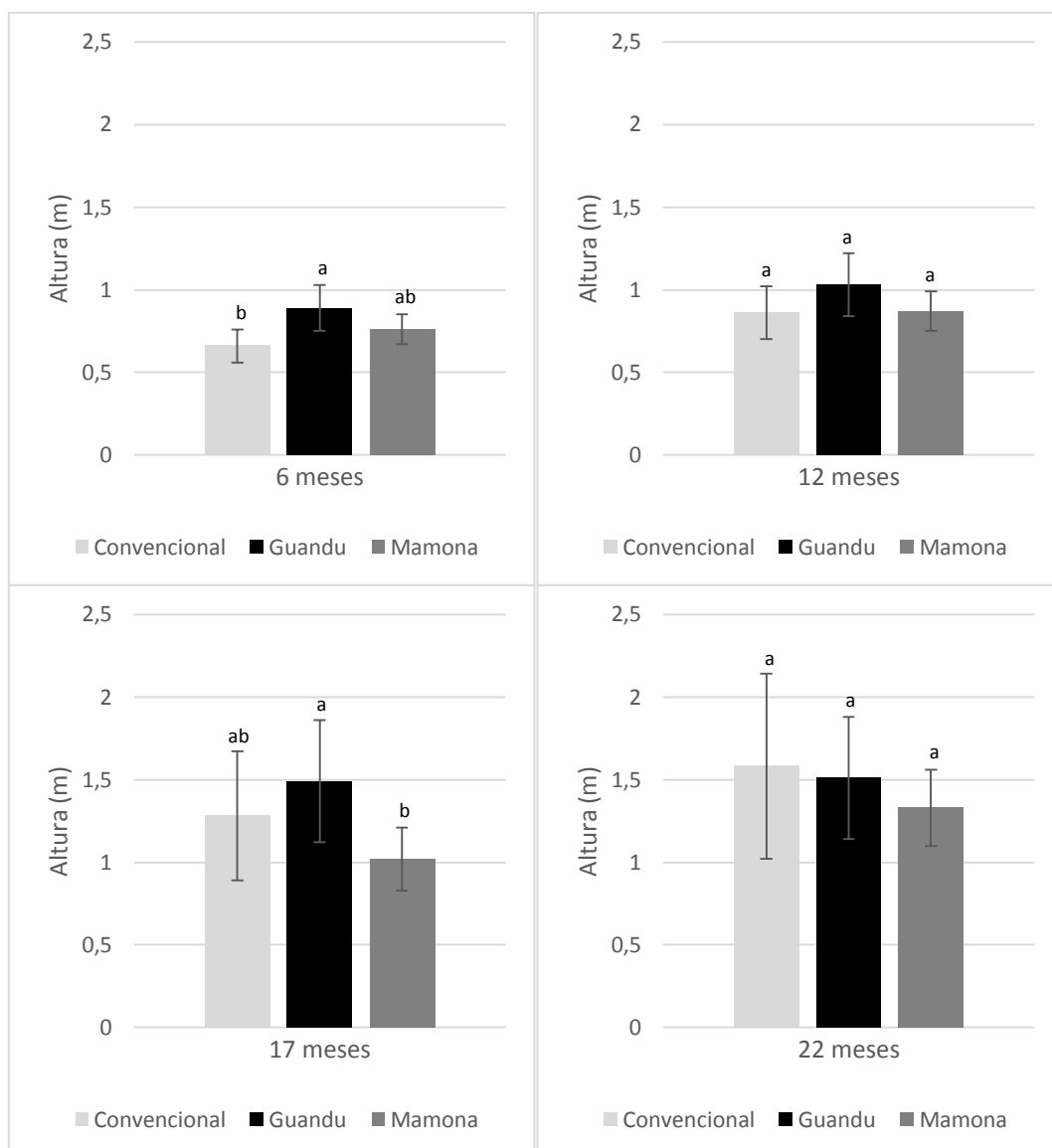


Figura 21. Altura média das mudas de espécies do grupo funcional de diversidade entre os tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em abril/2018, outubro/2018, março/2019 e agosto/2019. As barras representam os limites mínimo e máximo de confiança da média. Letras iguais não diferem estatisticamente entre si em cada uma das avaliações.

2.4. Discussão

2.4.1. Caracterização do micro-habitat

As espécies podem interferir no ambiente abiótico de diferentes maneiras, seja pela utilização dos recursos como água, luz e nutrientes, com posterior liberação de materiais orgânicos e inorgânicos (serapilheira e mineralizados) ou promovendo mudanças no estado físico de materiais bióticos e abióticos, como atenuação do vento e temperatura ou

interceptação dos pingos da chuva pelo dossel, por exemplo, modulando a disponibilidade de recursos para outras espécies (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1997; JONES; CALLAWAY, 2007).

Neste trabalho, verificamos que o feijão guandu foi capaz de formar um maciço de vegetação arbustiva com dossel contínuo que promoveu modificação no ambiente onde estava presente, alterando a cobertura do dossel de zero para 67% ao fim do experimento, sombreando assim o solo local. Este resultado é superior à porcentagem de cobertura do dossel promovida apenas por espécies arbóreas nativas em áreas em processo de restauração com 5 anos (57%) e 10 anos (52%) de idade (BERTACCHI et al., 2012; PARDI, 2014), indicando que a utilização de feijão guandu é uma alternativa viável para cobrir rapidamente a área e criar ambiente propício para espécies mais sensíveis no seu sub-bosque. Klippel e colaboradores (2015) encontraram resultados semelhantes ao verificarem que uma espécie leguminosa exótica de rápido crescimento (*Sebastiania grandiflora*) promoveu maior sombreamento da área e criou condições ambientais favoráveis para o estabelecimento de espécies de estágios futuros da sucessão. Conforme apontado por Jennings et al. (1999), a criação de estrutura do dossel controla a quantidade, qualidade e distribuição espacial e temporal de luz que penetra na floresta e tem influência direta nos regimes de umidade e temperatura do ar, por isto, indiretamente interfere na comunidade de plantas que se estabelece na área.

Foi ainda verificado que o sub-bosque do feijão guandu apresentou maior quantidade de serapilheira sobre o solo em relação aos outros dois tratamentos. Trata-se de uma espécie de leguminosa que tem como característica o grande crescimento vegetativo com elevada produção de biomassa e alto teor de compostos nitrogenados na matéria seca depositada (MARTINS, 2011), por isto, contribuiu de maneira significativa para a criação de uma camada densa de folheto sobre o solo. É neste compartimento formado pela serapilheira onde ocorre a decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. Este processo, além de regular a disponibilidade dos nutrientes para as plantas, é responsável pela formação do húmus e reflete na estruturação do solo, capacidade de retenção de água, de troca de íons e de estoque de carbono (MARTINS, 2010). É também neste compartimento onde se concentram os organismos responsáveis pela fragmentação das cadeias carbônicas, por isto, tem papel fundamental no funcionamento do ecossistema florestal (DICKOW et al., 2012).

A mamona, por não ter sido capaz de fechar o dossel, não promoveu alteração nas condições de sombreamento e na quantidade de serapilheira em comparação ao método convencional de manejo. O ambiente permaneceu aberto neste tratamento em todo o período do experimento devido ao insucesso na permanência desta espécie no sistema, o que explica o desempenho insatisfatório na criação do micro-habitat esperado. Resultado diferente foi encontrado por Silva e colaboradores (2015) no plantio consorciado de mamona com outra espécie exótica de crescimento acelerado no Cerrado, onde obtiveram sombreamento excessivo, que interferiu negativamente na sobrevivência das espécies crescendo sob elas, típicas de ambiente aberto. Mônico (2019) também obteve êxito no estabelecimento de mudas de mamona para criação de dossel transitório, com frequências entre 69 e 81% nos pontos amostrados nas faixas em que a espécie foi semeada e de 19 a 75% fora da faixa de semeadura.

Já com relação à disponibilidade de água na camada superficial do solo, não foi encontrada influência de nenhum dos tratamentos sobre este fator, que variou em torno de 7% tanto na área sombreada pelo feijão guandu, como nas áreas abertas com mamona e manejo convencional onde as entrelinhas foram roçadas. Estes resultados diferem do esperado porque, de modo geral, a criação de estrutura do dossel interfere nas condições de umidade do solo do interior florestal (JENNINGS; BROWN; SHEIL, 1999). As áreas em processo de restauração mais antigas, que já apresentam aumento da complexidade estrutural e da cobertura do dossel, possuem maior capacidade de armazenamento de água no solo: são descritos valores entre 10 e 33% em áreas em processo de restauração com idades entre 5 e 55 anos (BERTACCHI et al., 2012; PARDI, 2014; NAHSEN, 2018). Porém, outros fatores interferem na capacidade de armazenamento de água na camada superficial do solo, como o conteúdo de argila e de matéria orgânica (SAXTON; RAWLS, 2006). Assim, a ausência de diferença entre os tratamentos pode ser decorrente da limitação na complexidade estrutural proporcionada pelo dossel do feijão guandu em razão do curto período de avaliação, insuficiente para promover alteração significativa ou, ainda, por outros fatores não isolados neste experimento.

Além disto, a coleta das amostras para avaliação da umidade do solo neste estudo coincidiu com o auge da estação seca (agosto/2019) e, por isto, é possível que esta avaliação tenha sofrido influência do longo período de estiagem, mascarando eventuais efeitos dos tratamentos. Por outro lado, é importante ressaltar que, mesmo na estação mais seca do ano,

a presença do feijão guandu não interferiu negativamente na quantidade de água armazenada na camada superficial do solo quando comparada com o manejo convencional, em que as entrelinhas foram roçadas para eliminação de competidores. Portanto, embora não tenha levado ao aumento da umidade do solo, esta espécie exótica também não causou condição mais estressante do que a encontrada no tratamento convencional. É possível que a redução da densidade e adequação do espaçamento do feijão guandu levem a maior retenção de umidade em função da redução da demanda hídrica da população dessa espécie.

O conteúdo de matéria orgânica apresentou diferença entre os tratamentos na análise de variância, tendo sido observado maior valor no micro-habitat criado pelo feijão guandu. Porém, não houve diferença entre os tratamentos no teste de Tukey. É importante salientar que esta tendência de incremento de matéria orgânica no solo está de acordo com o observado em trabalho desenvolvido por Beltrame e Rodrigues (2008), onde a introdução de feijão guandu nas áreas em processo de restauração promoveu maior teor de matéria orgânica no solo. O acúmulo deste componente no solo é consequência da deposição de serapilheira proveniente da vegetação (MARTINS, 2010), por isto, espera-se que haja maior incremento de matéria orgânica no ambiente com dossel fechado em relação à área aberta, o que deve ocorrer com o passar do tempo nas parcelas do tratamento Guandu.

Com relação aos demais atributos químicos do solo, assim como observado neste trabalho, Alcântara e colaboradores (2000) verificaram que o feijão guandu não interferiu no teor de Al e P do solo. Os autores afirmam que, quando o material vegetal proveniente da leguminosa não é incorporado ao solo, mas apenas deixado na sua superfície, a decomposição é mais lenta e os efeitos nas características químicas do solo serão percebidos em longo prazo, o que pode explicar o resultado aqui encontrado.

Também não foi observada influência do tratamento Mamona na composição química do solo.

Esses resultados demonstram que das duas espécies exóticas estudadas, o feijão guandu atuou explicitamente como engenheiro do ecossistema alterando as condições ambientais ao promover sombreamento e aumento da camada de serapilheira em relação às áreas em que foi realizado o manejo convencional.

Não foi observado o mesmo efeito para a mamona, porém, a realização de novos estudos em que seja garantida a permanência da espécie no sistema até o fim do seu ciclo de vida pode trazer resultados distintos.

2.4.2. Ocupação da área

O feijão guandu ocupou a área desde a primeira avaliação, com cobertura do solo variando entre 50 e 61% e crescimento em altura de até 3,7 metros. Martins (2011) obteve cobertura do solo de até 40% em três meses com adubação verde. Em experimento semelhante a este, Galindo e colaboradores (2017) obtiveram cobertura do solo de 82% com o plantio de uma espécie arbustiva na Colômbia.

A cobertura do solo promovida pelo feijão guandu refletiu na limitação da colonização da área por gramíneas competidoras e na redução da área ocupada por espécies ruderais em todo o período do experimento, superando inclusive o tratamento com manejo convencional, que utilizou herbicida (Figura 13). Resultado semelhante foi demonstrado por Avedano-Yanez e colaboradores (2014), ao observarem que a sombra criada pelas copas de duas espécies arbóreas de crescimento acelerado eliminou gradualmente uma espécie de samambaia invasora conhecida por dificultar o estabelecimento de espécies nativas. Em outro trabalho, a ocupação da área pelo arbusto *Tithonia diversifolia* inibiu o crescimento de quatro espécies de gramíneas invasoras (GALINDO et al., 2017). Da mesma maneira, Silva (2019) observou que a cobertura do solo promovida pelo plantio de milho nas entrelinhas do plantio de mudas nativas foi capaz de controlar gramíneas competidoras (46% com milho e 63% sem milho) concluindo que esta espécie agrícola atuou como um dossel transitório para limitação do crescimento das herbáceas. As gramíneas exóticas têm capacidade fotossintética limitada na sombra, por isto, espécies de crescimento acelerado que formam um dossel denso interferem no seu desenvolvimento vigoroso (RICHARDSON et al., 2007)

A mamona, por sua vez, apesar de ter germinado em todas as áreas, não persistiu, perdeu seu vigor e gradativamente saiu do experimento. A maior média de cobertura promovida por esta espécie entre estas quatro avaliações foi de 9% com 13 centímetros de altura, aos seis meses. Fato semelhante foi descrito por Galindo e colaboradores (2017) que não obtiveram êxito na criação de dossel por *Piper auritum*. De acordo com os autores, embora tenham observado germinação da espécie no campo, a sobrevivência das plântulas foi baixa, o que impediu de alcançar a cobertura vegetal esperada no experimento, restrita a 4%, insuficiente para controlar as gramíneas exóticas. Por outro lado, Mônico (2019) obteve bons resultados de sombreamento da área utilizando mamona nas entrelinhas do plantio de nativas, chegando a 2,5 metros de altura e à classe de 75 a 100% de cobertura do solo.

Segundo este autor, o dossel transitório criado pela mamona foi considerado eficiente uma vez que controlou adequadamente as gramíneas e promoveu uma espécie de efeito estufa para os indivíduos sob suas copas ao moderar os extremos de temperatura no verão e inverno. O resultado obtido nesse estudo chama a atenção para a necessidade de se obter uma adequação da variedade de mamona utilizada em cada local de semeadura. Experimentos prévios e observações em áreas próximas podem contribuir para que se consiga utilizar mamona como dossel transitório em diferentes locais do Brasil.

No presente estudo, em razão da saída da mamona do sistema, as parcelas deste tratamento passaram a ser ocupadas por espécies ruderais que, inicialmente, atuaram da maneira semelhante ao que se esperava da mamona, com crescimento em altura e formação de dossel transitório, limitando a ocupação da área por gramíneas (Figura 13). Contudo, estas espécies ruderais também não persistiram no sistema e foram substituídas por gramíneas competidoras a partir da segunda avaliação. Como observado por Martins (2011), ainda que a adubação verde ou outras espécies ruderais sejam capazes de controlar a gramínea nos meses iniciais, assim que aquelas são eliminadas, mesmo que mantidas como cobertura morta sobre o solo, não são suficientes para inibir a colonização das competidoras, que rapidamente dominam a área novamente.

Contudo, é importante destacar que até o sexto mês, o ambiente criado pela mamona em conjunto com as outras espécies ruderais foi eficiente no controle de gramíneas em relação às áreas que receberam o método de manejo convencional com uso de herbicida, o que demonstra potencial da utilização desta espécie caso seja obtido êxito na sua permanência no sistema.

Assim, os resultados obtidos indicam que feijão guandu ocupou satisfatoriamente a área e foi considerado eficiente na criação de micro-habitat desfavorável ao crescimento de gramíneas competidoras em todo o período de avaliação do experimento por ter superado os valores encontrados nas áreas que receberam manejo convencional com uso de herbicida, confirmando ter atuado como competidor para essas espécies e reduzido sua abundância. A mamona inicialmente apresentou potencial, porém, em razão da sua mortalidade, não foi capaz de inibir a recolonização da área pelas gramíneas.

2.4.3. As comunidades arbóreas criadas

Alguns trabalhos têm demonstrado que a criação de micro-habitat por espécies de rápido crescimento, com sombreamento precoce da área, promove maior sobrevivência das mudas de espécies nativas (BELTRAME; RODRIGUES, 2008; GALINDO et al, 2017). Quando plantadas sob a copa de outras árvores, as mudas sofrem menor estresse hídrico e estão sujeitas a menor nível de herbivoria, levando à maior sobrevivência em relação às que ficam expostas em área aberta (AVEDANO-YANEZ et al, 2014). Conforme relatado por Mônico (2019), em experimento com plantio de árvores nativas sob o dossel formado por mamona, o micro-habitat criado pelo fechamento do dossel precoce diminuiu significativamente a mortalidade de espécies secundárias iniciais plantadas sob suas copas em relação às que foram plantadas a pleno solo em razão da amenização das condições ambientais estressantes pós-plantio.

No presente trabalho, a criação de ambientes pelas espécies exóticas não interferiu no estabelecimento das mudas plantadas quando comparada ao método de manejo convencional uma vez que não foi encontrado efeito dos tratamentos sobre a abundância, riqueza e diversidade das comunidades criadas sob estes (Tabela 3). Da mesma maneira, não houve efeito dos tratamentos nestes parâmetros quando a análise foi realizada separadamente por grupos funcionais de recobrimento e diversidade (Tabelas 6 e 7). Resultado similar foi encontrado por Martins (2011), que também não observou diferença na sobrevivência de mudas de espécies nativas quando plantadas na presença e ausência de leguminosas de rápido crescimento, utilizadas como adubação verde.

Analisando a estrutura da comunidades finais, o grupo de recobrimento apresentou pouca variação entre os três tratamentos. Todos foram constituídos pelas dez espécies estudadas, sem dominância de uma sobre as outras, com número de indivíduos bem distribuído entre elas (Figuras 16 a 18). Apenas *M. fistulifera* teve menor representatividade na comunidade criada no tratamento Mamona (4%) em relação aos valores encontrados no Convencional e Guandu (8%), conforme densidades relativas descritas na Tabela 4. Nota-se que estes valores são menores do que as densidades das outras espécies em qualquer um dos tratamentos, o que sugere uma menor adaptação geral desta espécie ao local, possivelmente em razão do clima, condições de solo ou outros fatores. Este fato é esperado visto que a maioria das espécies não tem igual desempenho ecológico em toda a sua área de distribuição.

Para o grupo funcional de diversidade, apesar da composição de espécies ter sido a mesma nas comunidades finais em todos os tratamentos, foi encontrada variação em relação à densidade relativa de cada espécie. Nas áreas onde foi realizado manejo convencional, a espécie *C. americana* foi menos representativa na comunidade (9%) que nos demais tratamentos, porém, *E. verna* apresentou maior densidade relativa (22%) no conjunto das espécies que nos demais tratamentos. No consórcio com feijão guandu, *T. guianensis* representou apenas 2% do número de indivíduos da comunidade, enquanto as demais espécies variaram entre 17 e 25%. E no tratamento Mamona, *T. guianensis* chegou a 10% da abundância da comunidade, porém, *E. verna* foi menos representativa (13%) que nos demais tratamentos.

Estas variações na representatividade das espécies do grupo de diversidade dentro de cada comunidade ficam mais claras na observação do número de indivíduos por hectare (Tabela 5). No tratamento convencional as espécies *C. americana* e *T. guianensis* apresentaram os valores estimados de 31 e 19 indivíduos.ha⁻¹, enquanto as demais espécies neste tratamento apresentaram valores entre 62 e 81 indivíduos.ha⁻¹. Já no tratamento guandu, a distribuição do número de indivíduos em cada espécie foi mais homogênea, variando entre 62 e 93 indivíduos.ha⁻¹, com exceção de *T. guianensis*, que cujo valor estimado foi de apenas 6 indivíduos.ha⁻¹. Por outro lado, no tratamento mamona, *T. guianensis* (37 indivíduos.ha⁻¹) teve representatividade mais próxima à das outras espécies, mas *C. estrellensis* (104 indivíduos.ha⁻¹) apresentou quase o dobro de indivíduos que as demais espécies.

Isto é relevante ecologicamente pois, apesar da composição florística e abundância não ter variado entre os tratamentos, um método de manejo favoreceu mais algumas espécies do grupo de diversidade do que outras na estrutura da comunidade. Assim, a utilização simultânea de mais de um tipo de manejo poderia ser mais interessante do que a escolha de apenas um deles ao criar diferentes micro-habitat potencializando a diversidade de resultados (AGUIRRE, 2012) em razão do favorecimento diferencial de espécies nas condições ambientais distintas.

2.4.4. Crescimento das espécies nativas do grupo de recobrimento

Se por um lado os tratamentos não interferiram na composição das comunidades nos diferentes micro-habitat, por outro, estes interferiram no crescimento das espécies nativas. Foi verificado que no ambiente com feijão guandu as espécies do grupo funcional de recobrimento apresentaram maior altura quando comparadas com as que cresceram em ambiente aberto, presente nos tratamentos com mamona e com manejo convencional (Figura 19). Em geral, espécies de recobrimento são caracterizadas pelo rápido crescimento e dependência de luz. Quando sujeitas ao sombreamento, as espécies deste grupo tendem a alocar seus recursos em direção ao crescimento em altura a fim de aumentar as chances de ultrapassar o dossel e obter maior porção de radiação fotossinteticamente ativa (VENANCIO, 2010). Assim, a cobertura promovida pelo dossel transitório criado pelo feijão guandu desencadeou o comportamento de estiolamento nas espécies do grupo de recobrimento na busca por maior quantidade de luz.

Apesar da influência no crescimento em altura, o ambiente criado pelo feijão guandu não promoveu diferença significativa na abertura de copa das espécies do grupo de recobrimento em comparação ao tratamento convencional até o 22º mês (Figura 20), possivelmente isto é resultado do investimento no crescimento em altura e não na expansão da copa. Porém, nota-se que a ausência de diferença no crescimento lateral entre este tratamento e o convencional indica que não houve efeito negativo do feijão guandu sobre as nativas de recobrimento decorrente de competição, o que também foi verificado por Silva (2019) para plantio de nativas com milho nas entrelinhas.

Não foi verificado efeito de facilitação da mamona em relação ao crescimento em altura das espécies do grupo de recobrimento em todo o período de avaliação. Porém, foi observada limitação gradativa da abertura da copa das espécies deste grupo no tratamento mamona a partir da segunda avaliação. Ao fim do experimento, a expansão da copa das nativas de recobrimento foi significativamente menor no tratamento com mamona em comparação ao manejo convencional. Considerando que a área já não estava mais ocupada pela mamona na última avaliação, infere-se que outros fatores tenham levado a esse resultado, como o aumento progressivo da ocupação da área por gramíneas e ruderais, que competiram com as mudas plantadas, ou que a menor abertura de copa nos primeiros meses se refletiu no resultado final, mesmo após o desaparecimento da mamona, sem uma

recuperação posterior do crescimento. Mônico (2019), que obteve êxito na criação de dossel precoce por mamona, observou que sob sua copa, espécies pioneiras tiveram comprometimento do crescimento em altura e área de copa possivelmente em razão de competição e limitação de luz. Silva e colaboradores (2015) também verificaram que as mudas de espécies nativas de cerrado tiveram crescimento prejudicado no sub-bosque criado por mamona em consórcio com outro adubo verde em razão da baixa disponibilidade de luz decorrente da grande biomassa produzida por estas espécies de rápido crescimento.

2.4.5. Crescimento das espécies nativas do grupo de diversidade

Para as espécies do grupo funcional de diversidade, foi encontrada diferença na altura das mudas entre os tratamentos em dois momentos, coincidentes com o período final da estação chuvosa (Figura 21). Na primeira ocasião, a altura das mudas sob o feijão guandu foi significativamente maior que das mudas nas parcelas onde foi realizado manejo convencional, com controle de exóticas nas entrelinhas. Na segunda ocasião, novamente a altura no tratamento com feijão guandu foi superior, diferindo estatisticamente das mudas que cresceram no tratamento onde havia sido semeada a mamona.

As duas avaliações em que não foi encontrada diferença de altura das mudas de diversidade entre os tratamentos foram realizadas ainda no auge da estiagem. Isto pode indicar que o feijão guandu atua como facilitador para o crescimento em altura das nativas de diversidade quando há disponibilidade de água no solo. Porém, quando este recurso se torna escasso, pode haver competição interespecífica e consequente limitação do crescimento das espécies nativas de diversidade, levando à equiparação da altura em todos os tratamentos.

Estes resultados indicam que o micro-habitat criado por essa espécie exótica de crescimento acelerado interfere de maneira variável no crescimento das nativas ao longo do tempo, alternando efeitos de facilitação e competição, possivelmente em função da disponibilidade de água.

A variação de resultados de facilitação e competição no micro-habitat criado pelo feijão guandu também foi descrita por Beltrame e Rodrigues (2008). Os autores observaram a influência da leguminosa sobre as nativas pioneiras e não-pioneiras. Na presença de maior número de plantas de feijão guandu, as espécies pioneiras tiveram limitação do crescimento em altura, enquanto as não-pioneiras apresentaram a maior altura do grupo, demonstrando que as interações naquele caso estavam relacionadas à densidade de plantio da leguminosa.

Os autores concluíram que o feijão guandu proporciona efeitos positivos variáveis de acordo com o grupo de espécies florestais e com o número de plantas de feijão guandu na área.

De acordo com Baumeister e Callaway (2006), existem múltiplos mecanismos de interação entre as plantas. Os efeitos de facilitação ou de competição nestas relações não dependem apenas das espécies envolvidas, mas variam de acordo com outros fatores, que podem ter diferentes hierarquias entre si. É possível que determinado fator facilitador tenha sua importância condicionada à presença de condições ambientais específicas ou até mesmo esteja vinculado à estação do ano, atuando de maneira positiva em um período e não mostrar influência em outro. Há evidências de que o balanço entre facilitação e competição varia com o tempo, podendo a interação ser negativa no primeiro ano e positiva no segundo ano, por exemplo. Ou ainda, variar de acordo com o estágio de desenvolvimento das plantas, por exemplo, plântulas de uma espécie podem ser favorecidas na presença de outra, mas os adultos competirem por recursos (CALLAWAY; WALKER, 1997).

Contudo, nota-se que, apesar da variação do efeito de facilitação ao longo do tempo, em nenhuma das avaliações as espécies do grupo de diversidade foram prejudicadas no tratamento Guandu em relação ao método convencional de manejo.

Já no tratamento com mamona, não foi encontrada diferença significativa na altura das mudas do grupo de diversidade com relação ao tratamento convencional em nenhuma das avaliações. Como esclarecido anteriormente, a partir da segunda avaliação a mamona já havia saído do sistema, por isto, não é possível fazer inferências com relação à influência destas sobre as nativas.

Esperava-se que a mamona atuasse como espécie facilitadora, assim foi como observado por Azzolini (2008) em área de depósito de resíduos de atividade minerária, onde esta espécie colonizou o local e desempenhou papel fundamental no sistema mediante sombreamento, deposição de serapilheira e alteração da composição química do solo, favorecendo o estabelecimento de outras espécies mais sensíveis às condições ambientais. Por outro lado, Mônico (2019), verificou que a criação de dossel por mamonas em pastagem abandonada com solo fértil não favoreceu a comunidade, mas comprometeu o crescimento em altura e área de copa de espécies secundárias iniciais em relação às mudas que cresceram a pleno sol. Resultado semelhante foi observado por Silva e colaboradores (2015) para espécies do cerrado. Deste modo, considerando as diferenças encontradas na literatura e uma vez que não foi alcançado o objetivo de criação de dossel transitório por mamona neste

experimento, os resultados obtidos não foram suficientes para elucidar os mecanismos de interação da mamona com as espécies nativas de Floresta Estacional Semidecidual.

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste trabalho demonstraram que o feijão guandu promoveu alterações nas condições ambientais da área degradada mediante formação de dossel precoce que levou ao sombreamento e aumento da camada de serapilheira sobre o solo. A mamona não foi capaz de criar micro-habitat diferenciado e, por isto, o ambiente neste tratamento permaneceu aberto em todo o período do experimento em virtude do seu estabelecimento insatisfatório. Não houve influência (positiva ou negativa) de nenhum dos tratamentos na disponibilidade de água na camada superficial do solo nem mesmo com relação aos atributos químicos de fertilidade do solo.

Com relação ao controle de competidores, o feijão guandu ocupou a área em todo o período do experimento, limitando a colonização por gramíneas e reduzindo a área ocupada por espécies ruderais em relação ao tratamento convencional, que recebeu uso de herbicida. Já a mamona, apesar de inicialmente ter apresentado potencial para inibição das gramíneas, logo nos primeiros meses foi substituída por espécies ruderais e estas, por sua vez, foram substituídas por gramíneas competidoras que recolonizaram as áreas.

Os micro-habitat presentes nos três tratamentos estudados não influenciaram na composição das comunidades de espécies arbóreas nativas estabelecidas sob si com relação à abundância, riqueza e diversidade. Contudo, interferiram na estrutura em termos de distribuição diferencial nas densidade relativas de cada espécie nas comunidades finais e facilitaram o crescimento das espécies nativas levando ao aumento da altura média das árvores do grupo de recobrimento no micro-habitat produzido pelo feijão guandu.

Assim, os dados apresentados demonstram que a utilização de espécie exótica de crescimento acelerado é útil para criação de micro-habitat favorável à restauração florestal, ao controle de gramíneas competidoras e facilitação do crescimento de espécies nativas. As interações interespecíficas podem variar de acordo com o grupo sucessional e ao longo do tempo, alternando o processo de facilitação com a competição em determinadas circunstâncias.

A eficiência da criação do micro-habitat depende da espécie exótica selecionada, do sucesso na ocupação do espaço e permanência na área em toda a fase inicial do processo de restauração, até que haja o fechamento do dossel pelas espécies nativas.

Sugere-se que novos estudos sejam realizados com outras espécies de crescimento acelerado capazes de promover diferentes níveis de sombreamento e arquiteturas de copa ou, ainda, com características funcionais diferentes, que atuem em outros processos como conservação do solo, barreira de vento, atração de fauna, produção de substâncias alelopáticas, entre outros.

Recomenda-se que estudos futuros avaliem as alterações promovidas pelas espécies de crescimento acelerado no ambiente físico desde os primeiros meses, considerando também fatores como temperatura e umidade do ar no sub-bosque, umidade e composição química do solo em diferentes profundidades e ao longo do ano.

E, ainda, outros estudos poderiam ser realizados manipulando o momento de entrada das espécies de crescimento acelerado no sistema de maneira a avaliar possível efeito de prioridade na estruturação da comunidade. Tais informações podem ser úteis na compreensão dos fatores que interferem na dinâmica de facilitação e competição na ecologia de comunidades e subsidiar o aprimoramento dos métodos de restauração florestal.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A.T.E; GONÇALVES, C.; ZAGATTO PATERNIANI, M.E.A.G.Z.; TUCCI, M.L.S.; CASTRO, C.E.F. **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. 7. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 2014. 452 p.
- AGUIRRE. A.G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 168 p.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEJA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 328-338, 2000.
- ALCÂNTARA, F.A.; NETO, A.E.F.; PAULA, M.B.; MESQUITA, H.A.; MUNIZ, J.A. **Adubação verde na recuperação da fertilidade de um latossolo vermelho-escuro degradado**. Pesquisa agropecuária brasileira, v. 35, n. 2, p. 277-288, 2000.
- ALVARES, C.A; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.S.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, 711–728, 2013.
- AVENDAÑO-YÁÑEZ, M.L.; SÁNCHEZ-VELÁSQUEZ, L.R.; MEAVE, J.A.; PINEDA-LÓPEZ, M.R. Is facilitation a promising strategy for cloud forest restoration? **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 328–333, 2014.
- AZEVEDO, D.M.P. DE; BELTRÃO, N.E. DE M. **O agronegócio da mamona no Brasil**. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2007. 504p
- AZZOLINI, M. **Restauração ecológica de áreas impactadas por cinza de carvão mineral: contribuição da mamona *Ricinus communis* L. e respostas da espécie a metais pesados**. 2008. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 181 p.
- BAUMEISTER, D.; CALLAWAY, R.M. facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits other plant species. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1816–1830, 2006
- BAZZAZ, F.A. **Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 320 p.

- BELLEMO, A.C. **Formação de dossel no curto prazo como estratégia de restauração florestal**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86p.
- BELTRAME, T.P. **Restaurando a ecologia na restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica**. 2013. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 168 p.
- 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 florestalis**, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.
- BERTACCHI, M.I.F.; BRANCALION, P.H.S.; BRONDANI, G.E.; MEDEIROS, J.C.; RODRIGUES, R.R. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. **Revista Árvore**, v. 36, p. 895–905, 2012
- BRANCALION, P.H. S.; ISERNHAGEN, I.; MACHADO, R.P.; CHRISTOFFOLETI, P.J.; RODRIGUES, R.R. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon a espécies arbóreas nativas. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 44, n. 3, p. 251-257, 2009.
- BRANCALION. P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Bases conceituais para a restauração florestal: sucessão ecológica e um modelo de fases. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015a. p. 135-160.
- BRANCALION. P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Métodos de restauração florestal: áreas que não possibilitam o aproveitamento inicial da regeneração natural. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015b. p. 219-250.
- CALLAWAY, R.; WALKER, L.R. Competition and Facilitation: A Synthetic Approach to Interactions in Plant Communities. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1958-1965, 1997.
- CALLAWAY, R.M; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; LORTIEK, C.J.; MICHALET, R.; PAOLINI, L.; PUGNAIREQ, F.I.; NEWINGHAM, B.; ASCHEHOUG, E.T.; ARMASQ, C.; KIKODZE, D.; COOK, B.J. Positive interactions among alpine plants increase with stress. **Nature**, v. 417, p. 844-848, 2002.
- CASTRO, D.C.V. **Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 94 p.

- CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos Municípios Paulistas**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_347.html>. Acesso em 28 fev. 2016.
- DICK, K.; ALEXANDER, H.D.; MOCZYGEMBA, J.D. Use of shelter tubes, grass-specific herbicide, and herbivore exclosures to reduce stressors and improve restoration of semiarid thornscrub forest. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 785–793, 2016.
- DICKOW, K.M.C; MARQUES, R.; PINTO, C.B.; HÖFER, H. **Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária** em Antonina, PR. **Cerne**, v. 18, n. 1, p. 75-86, 2012
- EMBRAPA - **Manual de métodos de análise de solo**. 2. Ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.
- GALINDO, V.; CALLE,Z.; CHARÁ, J.; ARMBRECHT, I. Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 5, p. 731–737, 2017.
- GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação**. 2017. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p.
- GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA JR., L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (1 ed. revisada). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 111-163.
- HOLL, K.D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v.90, p.179–187, 2002.
- HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, V., SAMUEL, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.339–349, 2000.
- IAC – Instituto Agrônomo de Campinas. **Cultivares Guandu**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/areasdepesquisa/graos/guandu.php>>. Acesso em 05 nov. 2019.

- ISERNHAGEN, I. **Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p.
- ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta. In: Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, I. **Pacto pela Restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 35-41.
- JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, v. 72; n. 1, p. 59-73, 1999.
- JONES, C.G.; CALLAWAY, R.M. The third party. **Journal of Vegetation Science**, v. 18, p. 771-776, 2007.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1946-1957, 1997.
- KLIPPEL V.H.; PEZZOPANE, J.E.M.; SILVA, G.F.; CLADEIRA, M.V.W.; PIMENTA, L.R.; TOLEDO, J.V. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de tabuleiros – ES. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 69-79, 2015.
- LIMA, A.M.; MELO, J.L.S.; MELO, H.N.S.; CARVALHO, F.G. Avaliação do potencial fitorremediador da mamona (*Ricinus communis L*) utilizando efluente sintético contendo chumbo. **Holos**, v. 01, p. 51-61, 2010.
- MAESTRE, F.T., VALLADARES, F., REYNOLDS, J.F. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 748-757, 2005.
- MANTOANI, M.C., TOREZAN, J.M.D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 359, p. 141-146, 2016.
- MARTINS, A.F. **Controle de *Urochloa decumbens* Stapf. em área de restauração ecológica com plantio total, Florestal Estacional Semidecidual, Itu, SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 100p.
- MARTINS, S.C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, Estado de São Paulo**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba. 155 p.

- MATOS, E.H.S.F. 2007. **Cultivo da Mamona e Extração do Óleo**. Disponível em: <http://sbrt.ibict.br/dossie-tecnico/downloadsDT/MjE3>. Acesso em 12 de março de 2016.
- MELO, E.E.C. **Fitorremediação de arsênio: disponibilidade do metaloide no solo e seu acúmulo em girassol e mamona**. 2009. Tese (Doutorado). Lavras: UFLA, Universidade Federal de Lavras, 82 p.
- MÔNICO, A.L. **Alternativas para restauração florestal de pastagens**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 183 p.
- NAHSSEN, M.H.C. **Enriquecimento de uma floresta em restauração por meio da semeadura direta e introdução de plântulas**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 134 p.
- PARDI, M.M. **Introdução de espécies de Sub-bosque em áreas de restauração de Florestas Estacionais Semidecíduais**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 127 p.
- RAMÍREZ-BAMONDE, E.S., SÁNCHEZ-VELÁZQUEZ, L.R., ANDRADE-TORRES, A. Seedling survival and growth of three species of Montane cloud forest in Mexico, under different canopy treatments. **New Forests**, v. 30, p.95–101, 2005.
- RICHARDSON, D.M.; HOLMES, P.M.; ESLER, K.J.; GALATOWITSCH, S.M.; STROMBERG, J.C.; KIRKMAN, S.P.; PUSEK, P.; HOBBS, R. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 126-139, 2007.
- ROCHA, J.H.T. **Manejo de resíduos florestais e deficiência nutricional em duas rotações de cultivo de eucalipto**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 173 p.
- 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**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.
- ROMEIRO, S. **Potencial de *Ricinus Communis* L. *Helianthus Annus* L. e *Canavalia Ensiformes* L. como extratoras de chumbo em solução nutritiva**. 2005. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical - Tecnologia da Produção Agrícola,) – Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 84 p.

- SAXTON K.E.; RAWLS W.J. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1569-1578, 2006.
- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA, D.R., ROCHA G.P.E., VIEIRA, D.L.M. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393–401, 2015.
- SILVA, T.D. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86 p.
- SINBIOTA, Sistema de Informação Ambiental do Biota. **Atlas 2.1**. Disponível em:<<http://sinbiota.biota.org.br/atlas/>>. Acesso em 28 fev. 2016.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.
- VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, v. 10, p. 1345-1351, 2008.
- VENANCIO, M.M.H. **Classificação do grupo sucessional de espécies nativas por da análise do processo de estiolamento de plântulas**. 2010. Trabalho de conclusão de curso (Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 73 p.
- 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**, v. 5, p. 154-161, 2015.

3. INFLUÊNCIA DE ESPÉCIES DE CRESCIMENTO ACELERADO NO DESENVOLVIMENTO DE ESPÉCIES DO GRUPO FUNCIONAL DE DIVERSIDADE A PARTIR DA SEMEADURA DIRETA

RESUMO

Na busca por reduzir os custos e facilitar a implantação da restauração ecológica em larga escala, a sementeira direta vem sendo adotada como um método alternativo ao tradicional plantio de mudas. Diversos estudos indicam que é uma técnica promissora na estruturação florestal e enriquecimento do sub-bosque. Contudo, o sucesso depende da existência de micro-habitat favorável à germinação das sementes e estabelecimento das plântulas, o que torna um desafio sua utilização para reintrodução de espécies secundárias, clímaxes e de sub-bosque do interior florestal em ambiente aberto. A criação de um dossel precoce e transitório poderia promover sombreamento logo nos primeiros meses, favorecendo o estabelecimento de espécies mais sensíveis às condições ambientais, como as do grupo funcional de diversidade, na fase inicial do processo de restauração florestal. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a utilização das duas espécies exóticas como facilitadoras para viabilizar a sementeira direta de espécies arbóreas do grupo funcional de diversidade na fase inicial do processo de restauração florestal que antecede ao fechamento do dossel. O experimento foi realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP) entre os anos de 2017 e 2018, com delineamento em parcelas subdivididas, distribuídas em três em blocos casualizados com duas repetições por bloco. Foram depositadas, diretamente sobre o solo, sementes de seis espécies arbóreas do grupo funcional de diversidade em três tratamentos: convencional (sementeira direta de nativas com controle químico de competidores nas entrelinhas), guandu (sementeira direta de nativas em consórcio com *Cajanus cajan*) e mamona (sementeira direta de nativas em consórcio com *Ricinus communis* nas entrelinhas). Até o quarto mês, foi avaliada a porcentagem de estabelecimento inicial das nativas a cada 30 dias. Ao fim de dez meses, foi analisada a composição da comunidade criada em cada tratamento e calculada a abundância total, riqueza e Índice de Diversidade de Shannon (H') de cada uma. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey. Foi encontrada emergência de cinco das seis espécies estudadas no campo. Verificou-se que o estabelecimento inicial de plântulas variou significativamente em função das espécies, com valores entre 0,9 e 26,4%. Aos 10 meses, 3 espécies atingiram a densidade mínima esperada de indivíduos por hectare, variando de acordo com o tratamento. Nas parcelas onde foi realizado consórcio com feijão guandu foram encontradas comunidades com maior abundância e riqueza em relação às que receberam manejo convencional com controle químico de gramíneas nas entrelinhas. As comunidades provenientes da sementeira direta tiveram maior H' nos tratamentos guandu e mamona em relação ao convencional. Assim, a partir dos resultados deste experimento, verificou-se que é viável a sementeira direta de espécies do grupo funcional de diversidade ainda em ambiente aberto, logo no início do processo de restauração florestal, sendo que a criação de micro-habitat precocemente por espécies exóticas de crescimento acelerado favorece a obtenção da densidade esperada de indivíduos por hectare e maior diversidade da área em processo de restauração.

Palavras-chave: Restauração florestal; Sementeira direta; Diversidade; Facilitação

ABSTRACT

Direct seeding of native species is an alternative or complementary method to traditional seedling planting in order to reduce costs and facilitate the implementation of large-scale ecological restoration projects. Several studies indicate that it is a promising technique for forest structure creation and understory enrichment. However, the success depends on the existence of favorable microhabitat for seed germination and seedling establishment. Understory species have limitations survival when exposed to the open environment, so it is a challenge to reintroduce the high diversity of tropical forests by direct seeding in degraded land with full sun conditions. The creation of transient canopy by fast-growing exotic species could shade the habitat in the first months. It favors the establishment of species more sensitive to environmental conditions, such as the diversity functional group. The goal of this work was to evaluate the facilitative effects of two exotic species on direct seeding of tree species of the diversity functional group in the initial phase of the forest restoration process. The experiment was performed in Espírito Santo do Pinhal, São Paulo State, Brazil, with a randomized complete block design. Seeds of six tree species of the diversity functional group were sowed directly into the soil with three treatments: Conventional (exclusive planting of native species with herbicide application), Pigeon pea (planting of native species with *Cajanus cajan* in alternated rows) and Castor bean (planting of native species with *Ricinus communis* in alternated rows). The percentage of native's initial establishment was evaluated 30, 60, 90 and 120 days after sowing. The communities composition in each treatment was analyzed and the total abundance, richness and Shannon Diversity Index (H') of each one were calculated after ten months. The data were submitted to ANOVAs and the means compared by Tukey's test. Five species emerged in the field. Initial establishment varied according to the species, with values between 0.9 and 26.4%. At 10 months, three species reached the minimum expected density of individuals per hectare, varying according to the treatment. In pigeon pea's treatment, communities were higher abundant and richer than those that received conventional management with chemical control of grasses between the rows. Communities of the pigeon pea and castor bean treatments had higher diversity than the conventional ones. Thus, this experiment showed that it is feasible to do direct seeding of species from the diversity functional group in the open environment, at the very beginning of the forest restoration process. The early creation of microhabitat by fast-growing exotic species favors the density of individuals per hectare and increases diversity of the area under restoration.

Keywords: Forest restoration; Direct seeding; Diversity; Facilitation

3.1. Introdução

A restauração florestal em larga escala tem crescido globalmente com o fim de contribuir para a conservação da biodiversidade e aumentar a provisão de serviços ecossistêmicos (LAMB, 2018). Porém, esta pode ser uma tarefa difícil e cara, especialmente no caso de florestas tropicais em paisagens altamente fragmentadas e sujeitas a intensa competição com espécies invasoras, onde a regeneração natural não é suficiente para reestabelecimento do processo de sucessão, exigindo a adoção de métodos de restauração florestal mais intensivos (TREUER et al., 2018; MÔNICO, 2019).

Para que seja possível a realização da restauração em larga escala, é necessário que os métodos utilizados levem em consideração, simultaneamente, os aspectos ecológicos, sociais e econômicos (SWART et al., 2018; FREITAS et al., 2019) e resultem em uso mais eficiente dos recursos empregados, maximizando o seu sucesso (HOLL; AIDE, 2011).

Uma alternativa que vem sendo explorada na busca por reduzir os custos de implantação dos projetos de restauração ecológica consiste na introdução de sementes de espécies nativas diretamente sobre o solo da área degradada, denominado de semeadura direta (ENGEL; PARROTA, 2001).

Como vantagens em relação ao método tradicionalmente utilizado de plantio de mudas, a semeadura direta possibilita a execução das atividades em grandes áreas rapidamente, com menor impacto no solo; menor risco de transferência de doenças de viveiro de mudas para o campo e menor propensão de má formação das raízes das plântulas por não estarem limitadas em pequenos recipientes; além do menor valor de implantação por evitar a fase de produção de mudas em viveiro e o seu deslocamento até a área de plantio (ZADWORNÝ et al., 2014; CASTRO; LEVERKUS; FUSTER., 2015; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016).

Em razão do crescente interesse pela técnica, têm sido desenvolvidos experimentos em diferentes ecossistemas nas diversas regiões do Brasil: no Centro-Sul de Minas Gerais (FERREIRA et al., 2007), no Baixo São Francisco, em Sergipe (FERREIRA et al., 2009; SANTOS et al., 2012), no Rio Grande do Sul (HULLER, 2011), na região central do Brasil (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007; SILVA et al., 2015), assim como no norte do País (FREITAS et al., 2019).

Especificamente na Floresta Estacional Semidecidual, uma fitofisionomia do Bioma Mata Atlântica ocorrente no planalto do sudeste brasileiro (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000),

há alguns anos vêm sendo realizados estudos voltados a aprimorar este método. Os resultados indicam que é comum a baixa porcentagem de emergência de plântulas no campo, contudo, ainda assim o número de indivíduos arbóreos obtidos por hectare pode superar a densidade geralmente utilizada no plantio de mudas quando semeada quantidade de propágulos adequada (ARAKI, 2005). O método é eficaz para a criação de estrutura florestal e cobertura do solo (ISERNHAGEN, 2010; MELI et al., 2018) e favorece a regeneração natural no sub-bosque da estrutura florestal criada, promovendo incremento na densidade e riqueza de regenerantes em comparação a áreas que foram apenas isoladas de distúrbios (ENGEL; PARROTA, 2001).

Em área já sombreada, a semeadura direta pode ser um mecanismo para ampliar o papel de conservação da biodiversidade através da reintrodução de populações raras ou em risco de extinção no sub-bosque florestal de remanescentes degradados (MANGUEIRA, 2017) ou para garantir a continuidade do processo de restauração florestal após a fase de estruturação e fechamento do dossel pela introdução de grupos funcionais ausentes, como espécies secundárias e clímaxes ou atrativas da fauna (SUGANUMA, 2008; NAHSSEN, 2018). Pode ainda ser uma estratégia para enriquecimento de áreas em processo de restauração com formas de vida vegetal não-arbóreas (LE BOURLEGAT, 2013).

Os resultados experimentais também evidenciam que a baixa porcentagem de emergência e estabelecimento de plântulas ocorre tanto em áreas degradadas de ambiente aberto como no interior florestal, após o fechamento do dossel. Contudo, em ambos os casos a semeadura direta apresenta melhor custo-efetividade do que a introdução de plântulas ou de mudas porque o custo para a obtenção da mesma densidade de árvores em campo é mais baixo a partir da aquisição de sementes do que da compra de mudas (NAHSSEN, 2018; MELI et al., 2018).

Outros estudos demonstram que é possível aumentar a porcentagem de emergência e estabelecimento de plantas provenientes da semeadura direta em Floresta Estacional Semidecidual quando adotadas medidas para proteção dos propágulos no campo, seja por meio da incorporação das sementes ao solo ou pelo recobrimento destas com terra ou palha (AGUIRRE, 2012), sombrite ou, ainda, com diferentes tipos de substrato, como turfa, casca de pinus e vermiculita expandida (BELLEMO, 2017). Porém, em geral, a sobrevivência é comprometida quando há elevada abundância de gramíneas exóticas na área em processo de restauração devido ao lento crescimento dos indivíduos quando comparado ao plantio de

mudas. E se torna particularmente mais difícil quando as plântulas provenientes da semeadura estão distribuídas irregularmente no campo, inviabilizando o controle das gramíneas competidoras (ARAKI, 2005, BELLEMO, 2017).

São também apontados como desafios deste método, a maior susceptibilidade às condições de solo e do clima e o emprego de pequena diversidade de espécies, conforme apontado por Palma e Laurance (2015) em trabalho de revisão sobre o tema. Isernhagen (2010) observou que a semeadura direta é promissora, técnica e economicamente, para a ocupação inicial de áreas degradadas, mas que sua eficiência é dependente das espécies utilizadas e das condições ambientais do local. Mas para Souza e Engel (2018), o método ainda não é viável para alcançar alta densidade e diversidade na restauração de Floresta Estacional Semidecidual, em curto prazo, devido à grande variabilidade nas respostas das espécies. Informações quanto às exigências ambientais específicas e desempenho diferencial de espécies e grupos funcionais no campo são limitadas (MELI et al., 2018), restringindo o uso de maior riqueza.

Contudo, no processo de restauração de florestas tropicais, não basta a criação de estrutura florestal com a utilização de número limitado de espécies que promovam apenas o recobrimento da área, sem a garantia do reestabelecimento da alta diversidade florística e funções dos ecossistemas (GANDOLFI, 2017). É essencial assegurar a continuidade do processo de restauração para além da fase de estruturação, no sentido de chegar à fase de maturação, o que não ocorre sem a presença da riqueza de espécies com heterogeneidade de características funcionais, responsáveis por exercer papéis importantes na dinâmica florestal, como atração e manutenção de fauna polinizadora e dispersora, e formação de banco de plantas para substituição gradual das espécies senescentes do dossel (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015a). Diante disto, uma vez que as florestas tropicais são habitat para milhares de espécies, a compreensão de quais delas são mais adequadas na semeadura direta é fundamental para que o método seja utilizado como estratégia de baixo custo para inclusão de ampla gama de espécies na restauração florestal com maior previsibilidade dos resultados (TUNJAI; ELLIOT, 2012). Já que muitas espécies têm baixa probabilidade de sucesso na semeadura direta, a seleção deve ser realizada com cautela para que a relação de custo e benefício seja favorável (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016).

Trabalhos anteriores têm demonstrado que espécies com sementes maiores apresentam melhor desempenho na emergência e estabelecimento das plântulas, assim

como maior taxa de sobrevivência na semeadura direta (TUNJAI; ELLIOTT, 2012; PALMA; LAURANCE, 2015; CECCON et al., 2016). Também é sabido que as espécies não-pioneiras tendem a ter sementes com as características de forma e tamanho mais fortemente associadas à alta germinação e sobrevivência e por isto, em geral, apresentam melhor performance em campo quando são comparados os diferentes grupos sucessionais (SOUZA; ENGEL, 2018). Por isto, vem sendo recomendada a utilização das espécies secundárias e clímaces na semeadura direta, a ser realizada de maneira complementar ao plantio de mudas de espécies de rápido crescimento, responsáveis pelo recobrimento inicial da área (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2011; MANGUEIRA, 2017; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018; SOUZA; ENGEL, 2018).

No entanto, o recrutamento de espécies na comunidade é dependente de inúmeros fatores em diferentes etapas do ciclo de vida, entre eles, a sobrevivência do propágulo frente à dessecação e ataque de patógenos e predadores, a germinação da semente, o estabelecimento das plântulas e crescimento das mudas (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993). As sementes são sensíveis a variações de temperatura, umidade, oxigênio e sal, e tendem a germinar em condições que atendem aos requisitos para o estabelecimento da plântula e favoráveis à distribuição dos adultos na área (JIMENEZ-ALFARO et al., 2016). Espécies secundárias e clímaces das florestas tropicais são adaptadas ao microclima estável do interior florestal (HOLMGREN; SCHEFFER, 2010). Por isto, elas têm limitações de estabelecimento e sobrevivência quando expostas ao ambiente aberto de áreas degradadas, como alta radiação, variações extremas de temperatura e baixa umidade (HOLL et al., 2000; JIMENEZ-ALFARO et al., 2016), dificultando a utilização da semeadura direta com as espécies deste grupo logo no início do processo de restauração florestal, antes do fechamento do dossel pelas espécies arbóreas de recobrimento, o que em geral demora de 24 a 36 meses.

Além das condições abióticas desfavoráveis, as áreas degradadas com ambiente aberto são tipicamente dominadas por gramíneas exóticas competidoras que atuam como um dos principais fatores responsáveis pelo baixo desempenho na semeadura direta (HOLL et al., 2000; SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007; SOUZA; ENGEL, 2018). As gramíneas exercem intenso poder competitivo até a fase de fechamento das copas, quando há diminuição dos níveis de luz no sub-bosque e ampliação do volume de solo explorado pelas raízes das árvores (GONÇALVES; NOGUEIRA; DUCATTI, 2008).

O controle de gramíneas é uma tarefa ainda mais complexa quando as plântulas, provenientes da sementeira direta, apresentam crescimento lento e possuem distribuição irregular no campo. Neste caso, tanto a utilização de herbicidas, como a mecanização da roçada podem não ser viáveis, exigindo a realização de eliminação manual das espécies competidoras, o que eleva os custos de manutenção e dificulta a expansão da restauração ecológica (CAMPOS-FILHO et al., 2013; ARAKI, 2005; GONÇALVES; NOGUEIRA; DUCATTI, 2008; BRANCALION et al., 2009). Por vezes ainda, tem sido feita sementeira direta maciça com lançamento de milhares de sementes por hectare ao acaso, sem nenhum controle posterior da competição que se estabelece entre gramíneas e as plântulas. O resultado é a elevada mortalidade dos indivíduos arbóreas, ainda que dessa forma se produza uma floresta. Esta estratégia limita a aplicabilidade deste método em muitas regiões onde a disponibilidade de sementes e o seu custo é alto.

Assim, o sucesso da sementeira direta logo no início do processo de restauração florestal em área aberta depende da criação de micro-habitat propício ao recrutamento das diferentes espécies na comunidade e do controle efetivo de gramíneas competidoras (ARAKI, 2005; AGUIRRE et al., 2015; JIMENEZ-ALFARO et al., 2016). Neste sentido, é necessário o aprimoramento da metodologia de modo que atenda as condições ambientais adequadas à emergência, estabelecimento das plântulas e sobrevivência das mudas de espécies secundárias e clímaxes a fim de possibilitar a introdução de maior diversidade de espécies na área em processo de restauração simultaneamente ao plantio das mudas, a fim de evitar os custos de nova intervenção na área para enriquecimento florístico em um segundo momento.

Uma estratégia para superar estes desafios é a utilização de mecanismos ecológicos, como a facilitação, para a criação de condições favoráveis ao estabelecimento das espécies de interesse (BROOKER et al., 2008). Ao alterar o ambiente físico, como temperatura e umidade, plantas vizinhas podem atuar como facilitadoras para espécies menos resistentes (BAUMEISTER; CALLAWAY, 2006). Espécies vegetais de rápido crescimento, capazes de criar um dossel fechado, podem interferir no crescimento vigoroso das gramíneas e criar um microclima propício para o desenvolvimento de espécies florestais mais sensíveis, como secundárias e clímaxes (BALANDIER et al., 2009; GALINDO et al., 2017).

Espécies exóticas - herbáceas, arbustivas ou arbóreas – de crescimento acelerado têm sido estudadas para criação de um “dossel transitório” de maneira a promover rápido sombreamento da área degradada logo nos primeiros meses, enquanto as espécies arbóreas

nativas de recobrimento ainda não cresceram o suficiente para expandir a copa e fechar o dossel (ISERNHAGEN et al., 2014; BELLEMO, 2017; SILVA, 2019; MÔNICO, 2019). Como engenheiras do ecossistema, elas provocariam alterações no microclima como a diminuição da incidência de luz, amenização da temperatura do ar, proteção contra impacto das gotas de chuva, redução do soterramento por material carregado pela enxurrada durante precipitações de maior volume, incremento de matéria orgânica no solo, entre outros. E por serem intolerantes ao sombreamento, estas espécies tendem a sair naturalmente do sistema quando ocorrer o fechamento do dossel pelas nativas pioneiras.

Por outro lado, as interações bióticas podem ter efeito indesejado. O excesso de sombreamento, assim como a competição por água e nutrientes, pode interferir negativamente na germinação das sementes e posteriormente na sobrevivência e crescimento das plântulas (SILVA et al., 2015).

Assim, é necessário compreender quais condições ambientais são mais adequadas para facilitar o estabelecimento de espécies secundárias e clímaxes em área degradada com ambiente aberto, a fim de favorecer o uso da semeadura direta como estratégia para aumentar a diversidade no processo de restauração florestal em larga escala.

3.1.1. Objetivo

Neste trabalho nós avaliamos se a semeadura direta de duas espécies exóticas facilitou, ou não, o estabelecimento de seis espécies arbóreas do grupo funcional de diversidade introduzidas via semeadura direta no período do processo de restauração florestal que antecede ao fechamento do dossel.

3.1.1.1. Objetivos específicos

Avaliar o estabelecimento inicial de espécies arbóreas do grupo funcional de diversidade semeadas na fase inicial do processo de restauração florestal, anteriormente à criação de dossel florestal;

Verificar se os micro-habitat criados por duas espécies exóticas de crescimento acelerado controlam gramíneas competidoras e facilitam o estabelecimento de espécies do grupo funcional de diversidade semeadas diretamente sobre o solo da área a ser restaurada, criando comunidades com maior abundância, riqueza e diversidade em relação a áreas em

que essa mesma semeadura direta de espécies nativas foi feita sem associação com exóticas e recebeu manejo convencional com uso de herbicida.

3.2. Material e métodos

3.2.1. Área de estudo

O experimento foi conduzido no interior da Fazenda Horto Paineiras, de propriedade da empresa florestal International Paper, no Município de Espírito Santo do Pinhal, Estado de São Paulo.

O clima da região é Cwa de acordo com a classificação climática de Köppen, caracterizado por chuvas no verão e seca no inverno (ALVAREZ et al., 2013). As temperaturas médias variam entre cerca de 16° C no mês mais frio e pouco mais de 22° C no mês mais quente. O índice de pluviosidade anual do Município é de 1.540 milímetros. A estação seca ocorre entre os meses de abril e setembro, com menor pluviosidade média em julho. A estação chuvosa vai de meados de novembro a março, com até 261 milímetros de pluviosidade média em janeiro (CEPAGRI, 2016).

A região está inserida no domínio do Bioma Mata Atlântica, e a fitofisionomia original do local é a Floresta Estacional Semidecidual, conforme indicado na Figura 22 (SINBIOTA, 2014).

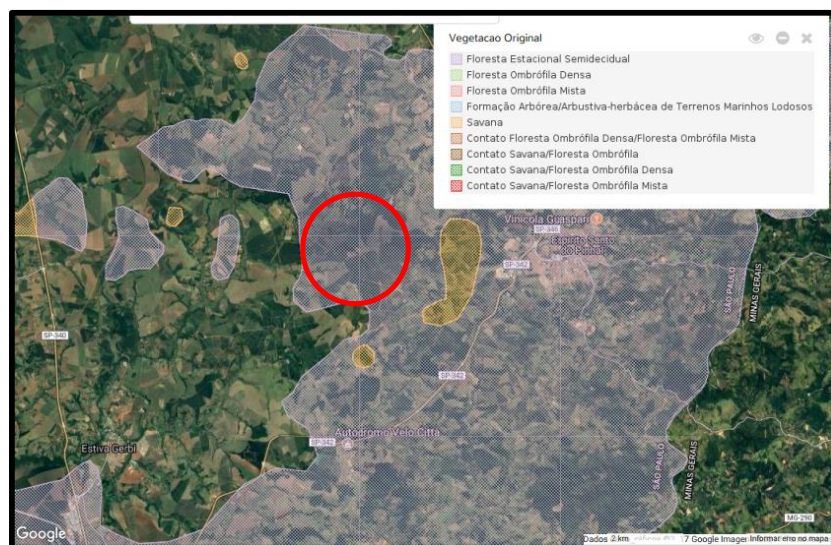


Figura 22. Recorte do Atlas 2.1 SinBiota em sobreposição da camada Vegetação Original e imagem de satélite, com indicação da região onde foi realizado o experimento (círculo vermelho), situado no domínio da Floresta Estacional Semidecidual, em Espírito Santo do Pinhal, SP. Fonte: <http://sinbiota.biota.org.br/atlas>

As áreas experimentais têm histórico de uso do solo voltado ao cultivo de cana-de-açúcar. Após a retirada desta cultura agrícola, há cerca de uma década, as áreas deixaram de ser utilizadas e foram dominadas por gramíneas exóticas, com predomínio de *Panicum maximum* Jacq., conhecida popularmente por capim colônia, uma espécie altamente competitiva capaz de retardar o processo de restauração florestal por longos períodos como outras gramíneas competidoras (HOLL et al., 2000; MANTOANI; TOREZAN, 2016).

3.2.2. Escolha e obtenção das espécies

3.2.2.1. Nativas

Para a semeadura direta, foram obtidas sementes de seis espécies arbóreas nativas do grupo funcional de diversidade ocorrentes na Floresta Estacional Semidecidual regionalmente, sendo três secundárias iniciais, duas clímaxes e uma de sub-bosque (Tabela 8). É importante salientar que o número de espécies utilizado se deve estritamente a limitações experimentais e não corresponde a qualquer prescrição de restauração florestal com apenas seis espécies arbóreas nativas de diversidade (GANDOLFI, 2017). Porém, para melhor observação do potencial do método não foram utilizadas espécies de um único grupo sucessional, mas de espécies de diferentes grupos com comportamentos ecológicos distintos (secundárias iniciais, clímaxes e de sub-bosque).

Tabela 8. Lista de espécies arbóreas nativas selecionadas para a semeadura direta nas linhas de diversidade.

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo Sucessional	Tipo de dispersão	Tamanho da semente
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.	Cabreúva	Clímax	Anemocórica	Grande
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Clímax	Zoocórica	Grande
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pau-jacaré	Secundária inicial	Autocórica	Pequena
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	Secundária inicial	Anemocórica	Média
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	Secundária inicial	Anemocórica	Pequena
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	Sub-bosque	Zoocórica	Grande

Fontes: Gandolfi, 2000; Nahssen, 2018; Souza, Engel, 2018.

As sementes foram adquiridas de coletores da região e armazenadas por cerca de 60 dias em pacotes de papel à temperatura ambiente, com exceção das sementes de *Eugenia*

uniflora, que foram armazenadas em ambiente refrigerado pelo mesmo período. Nenhuma delas foi submetida a tratamento para quebra de dormência.

Foi realizado teste de germinação das sementes no Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” a fim de verificar a viabilidade dos lotes adquiridos. Para isto, 20 sementes foram depositadas em caixas de plástico transparente (11 cm x 11 cm x 3 cm) sobre duas folhas de papel mata-borrão, umedecidas com água deionizada até atingir 60% de sua capacidade de retenção. Foram utilizadas cinco repetições para cada espécie. As caixas foram mantidas em germinador de sementes com alternância de luz e de temperatura (20/35 °C) a cada 12 horas. Para a espécie *Hymenaea courbaril*, em razão do tamanho das sementes, os testes foram realizados em rolos de papel de filtro, acondicionados em sacos plásticos transparentes, com 10 sementes por lote, usando-se um total de 50 sementes.

Sempre que o substrato se apresentava seco, as sementes eram umedecidas com água deionizada. A avaliação da germinação foi realizada a cada 7 dias até a estabilização, seguindo os critérios indicados nas Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 1992). A avaliação foi encerrada ao 70 dias.

3.2.2.2. Exóticas de crescimento acelerado

Para a criação dos micro-habitat específicos considerados como tratamentos neste experimento, foram selecionadas duas espécies arbustivo-arbóreas exóticas. Elas foram escolhidas por apresentarem facilidade na obtenção de sementes comercialmente e em grande quantidade, rápida germinação, crescimento acelerado, abertura de copa, e informações em literatura quanto a atuação no processo de restauração florestal.

O feijão guandu arbóreo - variedade IAC Fava Larga (*Cajanus cajan* (L) Hunth) é uma leguminosa, nativa da África Tropical Ocidental, de ciclo de vida longo e porte arbustivo-arbóreo ereto de 3,5 metros de altura. Amplamente utilizada na adubação verde, tem potencial para uso na alimentação humana (grãos verdes) e animal (pastagem de inverno e grãos), como quebra-ventos ou sombreamento temporário de cultivos perenes (BELTRAME; RODRIGUES, 2008; IAC, 2019).

A espécie apresenta rápido crescimento com elevado potencial produtivo de massa seca para cobertura do solo, aumentando a biomassa no estágio inicial. Tem reconhecida

capacidade de fixação biológica de nitrogênio e, por sua rusticidade, é de fácil implantação e manejo, mesmo em solos de baixa fertilidade (CASTRO, 2013).

A mamona – variedade IAC 2028 (*Ricinus communis* L.) é uma planta oleaginosa da família Euphorbiaceae, sem origem bem definida, possivelmente proveniente da Índia ou África intertropical. Possui porte arbustivo-arbóreo, com altura média entre 1,6 e 1,8 metros. Por sua rusticidade, capacidade de colonizar ambientes com condições adversas, e adaptação ao clima tropical, alastrou-se em quase toda a extensão territorial do Brasil (AZZOLINI, 2008; MATOS, 2007).

Seu óleo tem destacada importância na indústria química com inúmeras aplicações como na fabricação de graxas, tintas, espumas, materiais plásticos para diversos fins e até mesmo em cosméticos e produtos alimentares, além de fornecer matéria prima para fabricação de biodiesel no Brasil (AZEVEDO; BELTRÃO, 2007; MATOS, 2007). Tem despertado interesse como possível espécie fitorremediadora em áreas contaminadas por apresentar crescimento rápido, boa produção de biomassa, e tolerância a condições adversas causadas pelo depósito de rejeitos industriais (AZZOLINI, 2008). É tolerante ao chumbo (ROMEIRO, 2005; LIMA et al., 2010) e moderadamente tolerante a arsênio (MELO, 2009).

Atua como espécie facilitadora em área de depósito de cinzas de carvão mineral, conforme relatado por Azzolini (2008), ao controlar o crescimento da gramínea exótica e favorecer o estabelecimento de outras espécies mediante sombreamento, deposição de serapilheira e alteração na composição química do solo, especialmente quanto ao nitrogênio, níquel e enxofre.

3.2.3. Delineamento experimental

O experimento foi desenvolvido com delineamento em parcelas subdivididas distribuídas em três blocos casualizados com duas repetições por bloco, onde foram testados três tratamentos: Convencional, Guandu e Mamona (Figura 23).

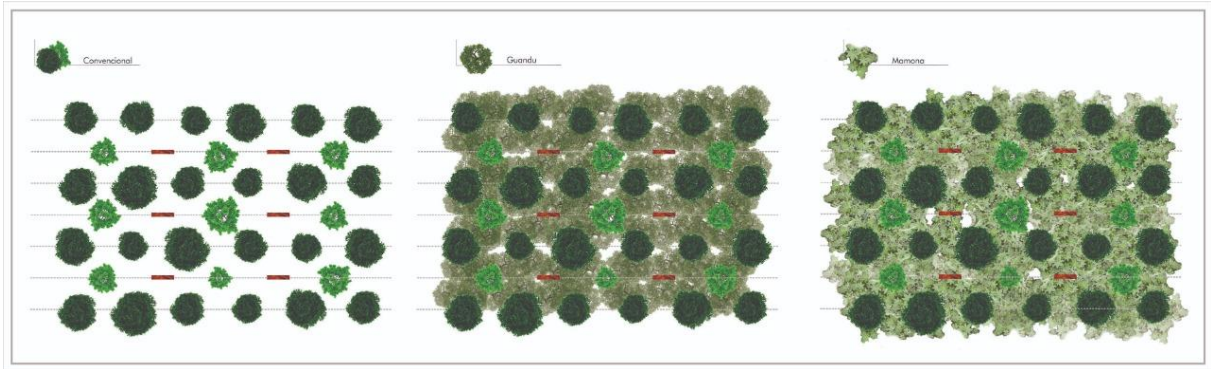


Figura 23. Representação das parcelas com plantio e semeadura direta em linhas de recobrimento (ímpares) e diversidade (pares) nos dos três tratamentos (Convencional, Guandu e Mamona) em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

Os blocos foram estabelecidos em três locais, marginais e paralelos a cursos d'água naturais, com a dimensão de 118 metros de comprimento por 15 metros de largura (Figura 24).

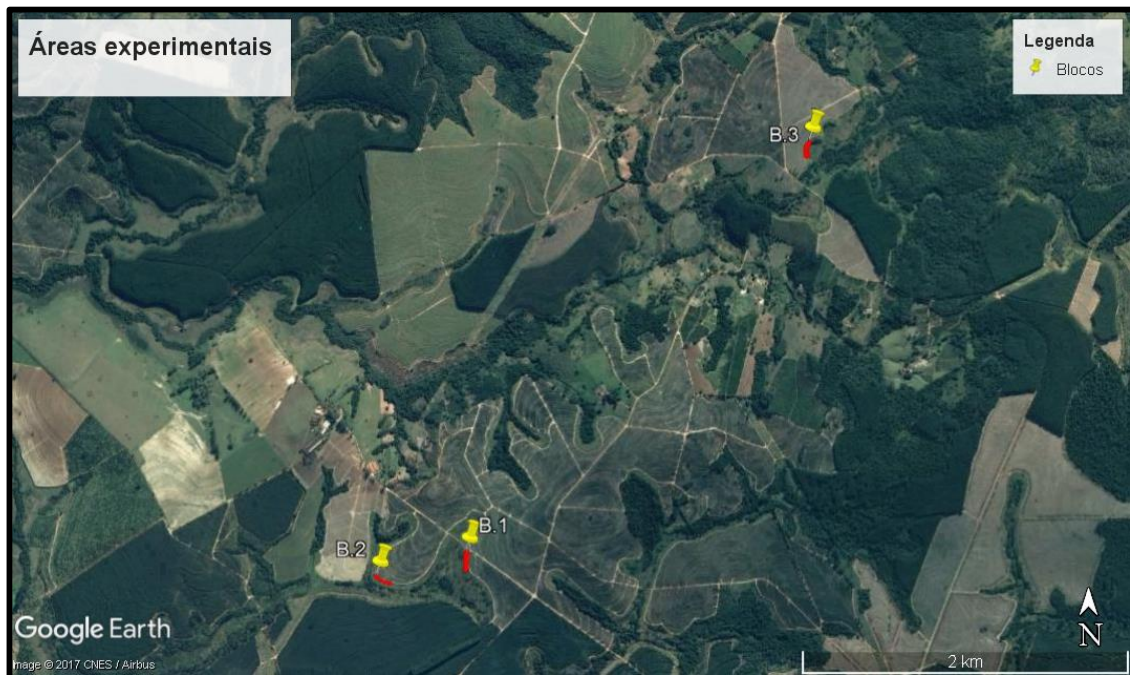


Figura 24. Imagem de satélite obtida no Google Earth com indicação dos três blocos situados na Fazenda Horto Paineiras, Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, em experimento realizado entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

Em cada um dos blocos, foram delimitadas seis parcelas de 18 x 15 metros onde os três tratamentos foram sorteados duas vezes (Figura 25). Foi mantido o espaçamento de 2 metros entre as parcelas com o fim de evitar interferência dos tratamentos vizinhos.



Figura 25. Imagem de satélite obtida no Google Earth com indicação da disposição das seis parcelas no Bloco 3 na Fazenda Horto Paineiras, Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, em experimento realizado entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

Cada parcela é constituída de 9 linhas paralelas, implantadas no sentido da curva de nível do terreno, com espaçamento de 1,5 metro entre elas. Nas linhas ímpares, denominadas “linhas de recobrimento”, foram plantadas 6 mudas do grupo funcional de recobrimento. Nas linhas pares, denominadas “linhas de diversidade”, foram plantadas 3 mudas do grupo funcional de diversidade, conforme detalhamento do Capítulo 1.

Nas linhas de diversidade, entre as mudas, foram instaladas quatro faixas de semeadura direta de 1 metro de comprimento, consideradas como subparcelas, conforme Figura 26.

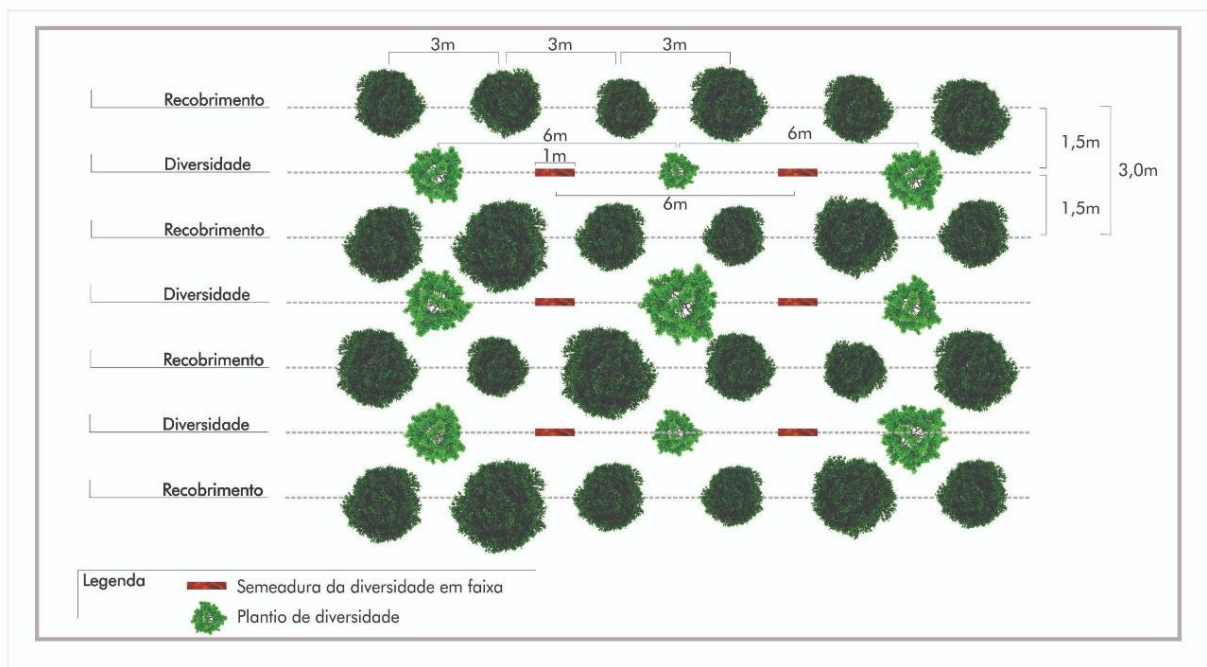


Figura 26. Esquema das linhas de plantio das espécies arbóreas de recobrimento e diversidade na parcela em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, entre outubro de 2017 e agosto de 2019.

3.2.4. Preparo da área e implantação

Previamente, foi realizado preparo da área com subsolagem por máquina agrícola e duas aplicações de herbicida sistêmico (glyphosate), em intervalo de 2 meses, para eliminação da gramínea exótica competidora.

O experimento foi implantado no mês de outubro de 2017. Inicialmente foi realizado o plantio das mudas, conforme descrito no Capítulo 1. Em seguida, nas parcelas do tratamento Guandu, foi realizada sementeira de feijão guandu arbóreo nas entrelinhas, depositando-se, manualmente, 4 sementes em covas no espaçamento de 0,5 x 0,5 metro. Nas parcelas do tratamento Mamona, foram depositadas, manualmente, 4 sementes de mamona, em covas também no espaçamento de 0,5 x 0,5 metro. Nos dois tratamentos foi realizada adubação de base com 10 g de adubo N, P, K na fórmula 9-36-12 em covetas laterais, conforme recomendação técnica para culturas agrícolas (AGUIAR et al., 2014).



Figura 27. Visão geral da área. Nota-se as linhas criadas pelo subsolador para plantio das mudas de espécies de recobrimento e diversidade, separadamente, em experimento realizado em Espirito Santo do Pinhal em outubro de 2017.



Figura 28. Fotografia das covas nas entrelinhas do plantio onde foi semeada a mamona, em experimento realizado em Espirito Santo do Pinhal em outubro de 2017.

Após 50 dias, quando as espécies exóticas (feijão guandu e mamona) já haviam germinado, mas ainda não recobriam a área, foi realizada a semeadura direta exclusivamente das espécies nativas. Entre as mudas de diversidade plantadas foram abertos, com o auxílio

de enxada, sulcos de 1 metro de extensão por 15 centímetros de largura e aproximadamente 2 centímetros de profundidade onde, no mês de dezembro de 2017, foi realizada a semeadura das seis espécies de diversidade.

Em cada sulco, ao longo do comprimento, foram depositadas de maneira uniforme sementes de uma única espécie, com exceção das sementes de *E. uniflora* e *M. peruiferum* que foram semeadas em conjunto. A semeadura em conjunto dessas duas espécies se deu em razão da possibilidade de perda de viabilidade das sementes de *E. uniflora* durante o deslocamento até a área experimental, quando permaneceu fora do ambiente refrigerado e da ausência de germinação de *M. peruiferum* nos testes em laboratório até a data da implantação do experimento em campo.

Cada espécie foi semeada em 3 sulcos por parcela, distribuídas aleatoriamente nas linhas de diversidade.



Figura 29. Fotografia da semeadura direta de jatobá em experimento realizado em Espírito Santo do Pinhal (SP) no mês de dezembro de 2017.



Figura 30. Fotografia do sulco criado com enxadão onde foram depositadas cinco sementes de jatobá ao longo do comprimento em experimento realizado em Espírito Santo do Pinhal (SP) no mês de dezembro de 2017.

As sementes foram cobertas por uma camada de aproximadamente 2 centímetros de altura de casca de arroz carbonizada, comumente utilizada na composição de substrato comercial, a fim de proteger os propágulos (AGUIRRE, 2012).



Figura 31. Fotografia da deposição de casca de arroz carbonizada sobre as sementes no interior do sulco. Nota-se a presença de indivíduos de mamona semeados há 50 dias e já germinados situados lateralmente ao sulco de semeadura de nativas. Experimento realizado em Espírito Santo do Pinhal (SP) no mês de dezembro de 2017.

O número de sementes de cada espécie nos sulcos seguiu os valores indicados na Tabela 9, e foi estabelecido pensando em se obter uma muda por sulco ao fim do período de 10 meses de avaliação, com espaçamento de aproximadamente 3 metros entre mudas nas linhas de diversidade. Estes números foram fixados inicialmente com base no tamanho das sementes, considerando que sementes maiores têm maior taxa de germinação e estabelecimento e, por isto, necessitam de menor densidade para obtenção do número esperado de mudas no final do experimento. Porém, foram ajustados de acordo com a disponibilidade de sementes em cada lote.

Tabela 9. Número de sementes depositadas em cada sulco de semeadura direta de 1 metro de comprimento, conforme a espécie.

Nome científico	Nome popular	Nº de sementes depositadas em cada sulco	Nº de mudas esperado por sulco
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.	Cabreúva	10	1
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	5	1
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pau-jacaré	10	1
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	20	1
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	20	1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	15	1

Após 4 meses da implantação do experimento, foi realizada aplicação de herbicida pós-emergente apenas nas parcelas do tratamento Convencional para controle de gramíneas competidoras.

3.2.5. Coleta de dados e análises

Para avaliar a ocupação da área do experimento por espécies exóticas dos tratamentos (feijão guandu e mamona), de gramíneas e outras espécies ruderais não gramíneas, foram realizados monitoramentos dessas espécies aos 30, 60, 90, 120 dias e aos 10 meses pós-semeadura mediante adaptação do procedimento utilizado por Martins (2011), com observação da porcentagem de cobertura do solo e mensuração da altura no interior de uma área delimitada por uma moldura circular de 0,33 m². Para medir a altura, foram escolhidos os maiores exemplares no interior da área delimitada pela moldura. Este procedimento foi realizado quatro vezes em cada parcela. Foi considerado como eficiente no controle de gramíneas competidoras, os tratamentos que tenham apresentado ocupação da

área por gramíneas igual ou inferior à encontrada nas parcelas que receberam aplicação de herbicida (tratamento convencional).

Para avaliar o estabelecimento inicial das espécies nativas semeadas foram feitas avaliações mensais até o quarto mês pós-semeadura. O estabelecimento foi calculado como a porcentagem de plântulas presentes em cada sulco (subparcela) em relação ao número de sementes depositadas.

Por fim, foi realizada avaliação da comunidade final criada em cada tratamento aos 10 meses pós-semeadura direta. Para isto, foram contados os números de indivíduos de cada espécie provenientes da semeadura direta em cada parcela. A partir destes dados, foram calculadas a Abundância, Riqueza e Índice de Diversidade de Shannon (H').

A partir do número médio de indivíduos de cada espécie por parcela, foi calculado o número de mudas por hectare. Considerando que as parcelas correspondem a 0,027 ha, o cálculo foi realizado a partir da fórmula: Nº de indivíduos por hectare = Nº de indivíduos na parcela/0,027.

A fim de verificar possível diferença, ou não, entre os tratamentos, os dados de cobertura do solo e altura de feijão guandu, mamona, gramíneas e outras ruderais não gramíneas foram submetidas à análise de variância. O estabelecimento inicial de cada espécie nos quatro primeiros meses, assim como a abundância, riqueza e Índice de Diversidade de Shannon (H') aos 10 meses também foram submetidos a análise de variância (ANOVA) a fim de verificar diferenças entre os tratamentos.

A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk. Os dados de porcentagem de estabelecimento inicial não apresentaram distribuição normal dos resíduos, por isto, no modelo foi utilizada distribuição lognormal. Para os dados número de indivíduos de *P. gonoacantha* na avaliação aos 10 meses, foi utilizado o modelo com distribuição de Poisson. Os demais dados foram analisados a partir do modelo em distribuição gaussiana. A médias foram comparadas pelo teste Tukey a 5%.

Todas estas análises foram realizadas utilizando-se o procedimento GLIMMIX do Software SAS 9.3).

3.3. Resultados

Serão apresentados separadamente os resultados dos testes de viabilidade das sementes realizados em laboratório, a ocupação da área pelas espécies exóticas estudadas nos tratamentos, o estabelecimento inicial das plântulas no campo ao longo dos quatro primeiros meses pós semeadura e a composição das comunidades criadas com base na avaliação aos 10 meses.

3.3.1. Germinação de sementes no laboratório

Após 70 dias de avaliação, o teste de germinação das espécies nativas realizado em laboratório demonstrou que as sementes de cinco, das seis espécies, estavam viáveis, embora variasse entre elas a porcentagem média de germinação observada (Tabela 10). Apenas as sementes de *Myroxylon peruiferum* não germinaram.

Tabela 10. Porcentagem média de germinação das sementes de espécies arbóreas nativas em laboratório.

Espécie	Porcentagem de germinação média (%)	Desvio Padrão
<i>Eugenia uniflora</i>	48	0,25
<i>Hymenaea courbaril</i>	14	0,09
<i>Lafoensia pacari</i>	65	0,12
<i>Myroxylon peruiferum</i>	0	-
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	45	0,22
<i>Pterogyne nitens</i>	50	0,10

3.3.2. Ocupação da área

Tanto o feijão guandu como a mamona germinaram e, inicialmente, ocuparam de maneira homogênea as parcelas dos respectivos tratamentos até o segundo mês de avaliação da semeadura direta, que corresponde a 110 dias da semeadura das espécies exóticas.

A partir do segundo mês, foram encontradas diferenças na cobertura do solo (FValue = 20,93; p = 0,0018) e altura (FValue = 18; p = 0,0028) com aumento da ocupação da área no tratamento Guandu até o quarto mês, tanto em cobertura do solo como em altura (Figuras 32 e 33). A mamona chegou a ocupar pouco mais de 20% da área, contudo, a partir da avaliação realizada no mês de março já apresentou redução da cobertura e altura. Os exemplares de

mamona apresentaram perda das folhas e podridão do caule o que levou à morte e saída gradativa desta espécie do sistema.

Aos 10 meses pós semeadura direta, o feijão guandu ocupava 54% da área enquanto que a mamona estava presente em menos de 2% da área.

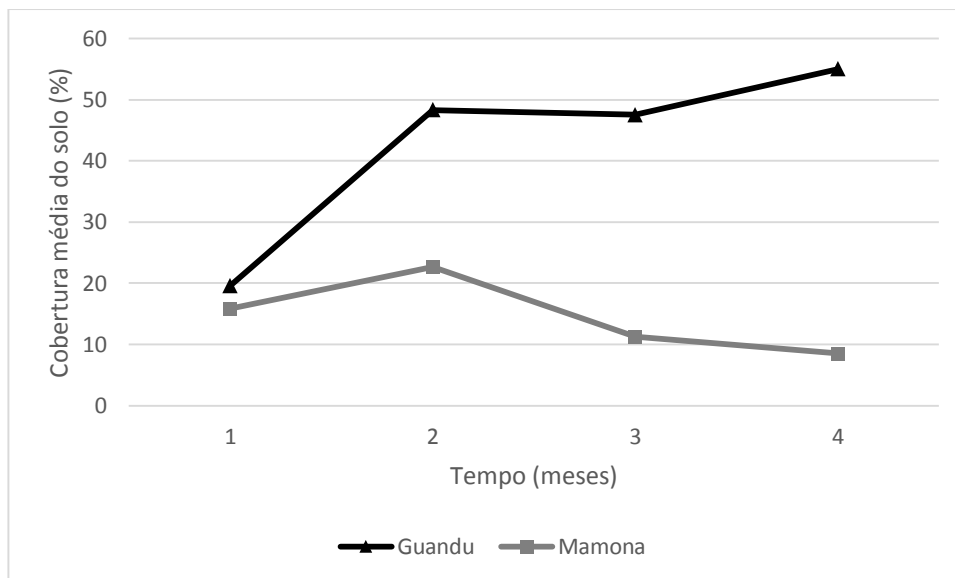


Figura 32. Porcentagem média de cobertura do solo promovida pelo feijão guandu e pela mamona nos respectivos tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em janeiro, fevereiro, março e abril de 2018.



Figura 33. Fotografia do interior de uma parcela do tratamento Guandu na quarta avaliação, correspondente a 170 dias pós semeadura das espécies exóticas. Nota-se a estrutura aérea, o sombreamento do sub-bosque e camada de serapilheira sobre o solo. Experimento realizado em Espírito Santo do Pinhal (SP) no mês de dezembro de 2017.

De maneira semelhante ao comportamento observado das duas espécies em cobertura do solo, também na altura média verificou-se que o feijão guandu teve crescimento significativo, chegando a 1,89 metro, enquanto que a mamona foi perdendo altura ao longo

do tempo, com apenas 0,13 metro na avaliação de quatro meses, correspondente a 170 dias pós semeadura das espécies exóticas (Figura 34).

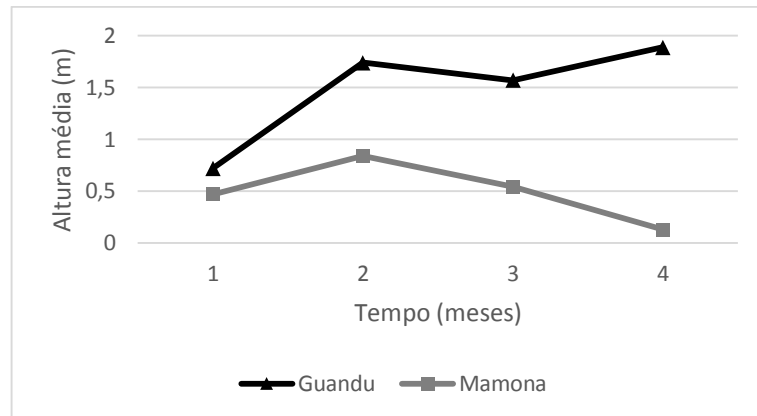


Figura 34. Altura média de feijão guandu e mamona nos respectivos tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em janeiro, fevereiro, março e abril de 2018.

Não foi encontrada diferença na cobertura de gramíneas entre os tratamentos ao longo dos primeiros quatro meses de avaliação, sendo em geral uma cobertura pequena em todos os casos, inferior a 20%. Para as espécies ruderais, foi encontrada diferença apenas no quarto mês, quando a ocupação da área por estas foi menor no tratamento Guandu em relação aos outros dois (FValue = 6,84; $p = 0,0093$) (Figura 35).

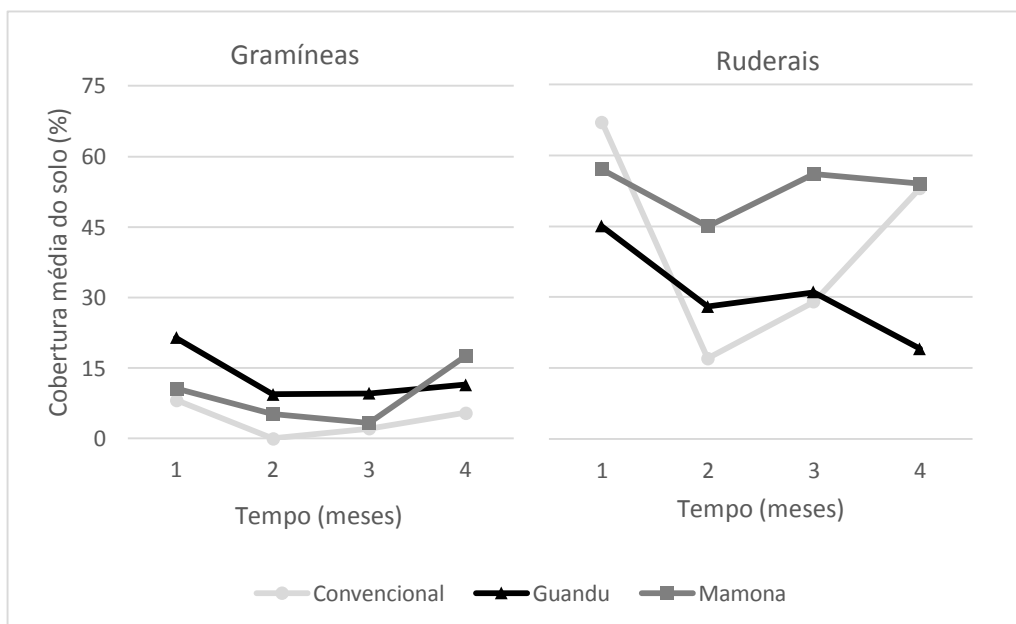


Figura 35. Porcentagem média de cobertura por gramíneas (esquerda) e outras espécies ruderais (direita) nos três tratamentos. Experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em janeiro, fevereiro, março e abril de 2018.

Não foi encontrada diferença na altura média de gramíneas entre os tratamentos ao longo dos quatro meses iniciais de avaliação, assim como no décimo mês pós semeadura direta. A avaliação da altura de ruderais foi realizada apenas a partir de fevereiro, porém só foi encontrada diferença entre os tratamentos no mês de março, com maior altura no tratamento Mamona em relação ao Convencional (FValue = 5,99; $p = 0,0144$). Na quarta avaliação já não houve diferença significativa, assim como não houve no décimo mês pós semeadura direta (Figura 36).

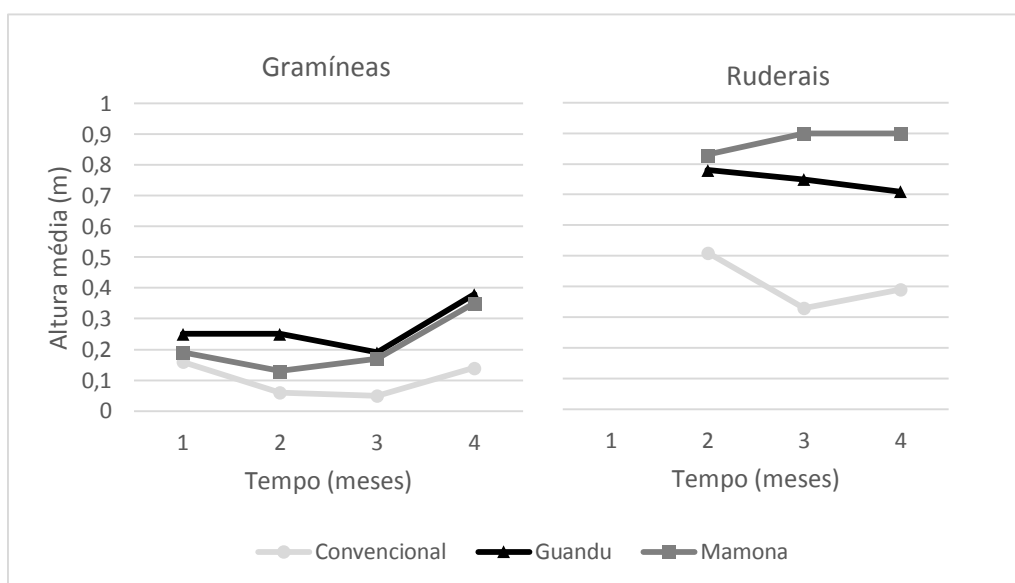


Figura 36. Altura média de gramíneas (esquerda) e outras espécies ruderais (direita) nos três tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal em quatro avaliações realizadas em janeiro, fevereiro, março e abril de 2018.

3.3.3. Estabelecimento inicial de plântulas no campo

Em campo, também não houve emergência da espécie *Myroxylon peruiferum* até a última avaliação realizada. Possivelmente as sementes desta espécie não estavam viáveis uma vez que não germinaram nem no teste realizado em laboratório, nem na área experimental. Observou-se emergência das outras cinco espécies em campo (Figura 37).

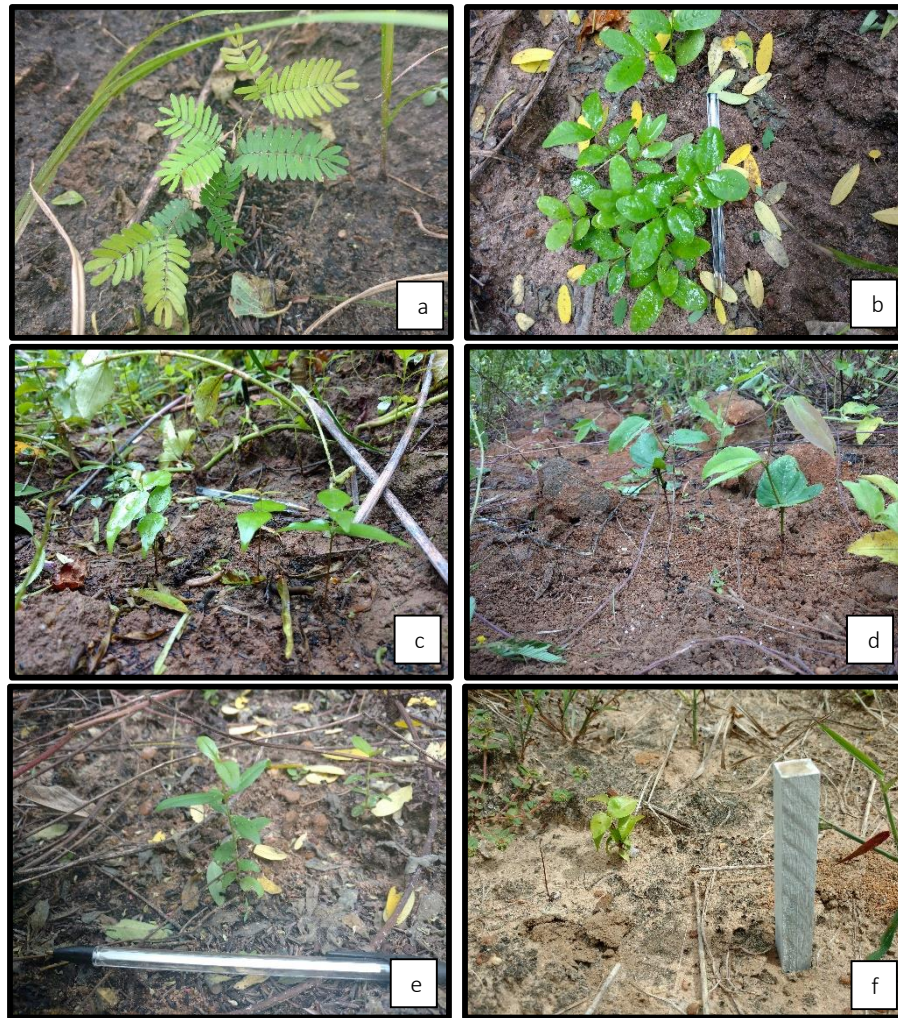


Figura 37. Fotografias das plântulas provenientes da sementeira direta realizada no Município de Espírito Santo do Pinhal em outubro de 2017. a) *Piptadenia gonoacantha*, b) *Pterogyne nitens*, c) *Eugenia uniflora*, d) *Hymenaea courbaril*, e) *Lafoensia pacari*, f) detalhe da estaca de madeira utilizada para facilitar a identificação da plântula no campo.

Ao fim da quarta avaliação, o estabelecimento de plântulas foi diferente entre as espécies ($F_{\text{Valeu}} = 64,04$; $p < 0,0001$), variando entre 0,9 e 26,4%. Considerando todos os tratamentos, as espécies encontradas na primeira avaliação diferiram das que apresentaram melhor desempenho aos 120 dias (Figura 38).

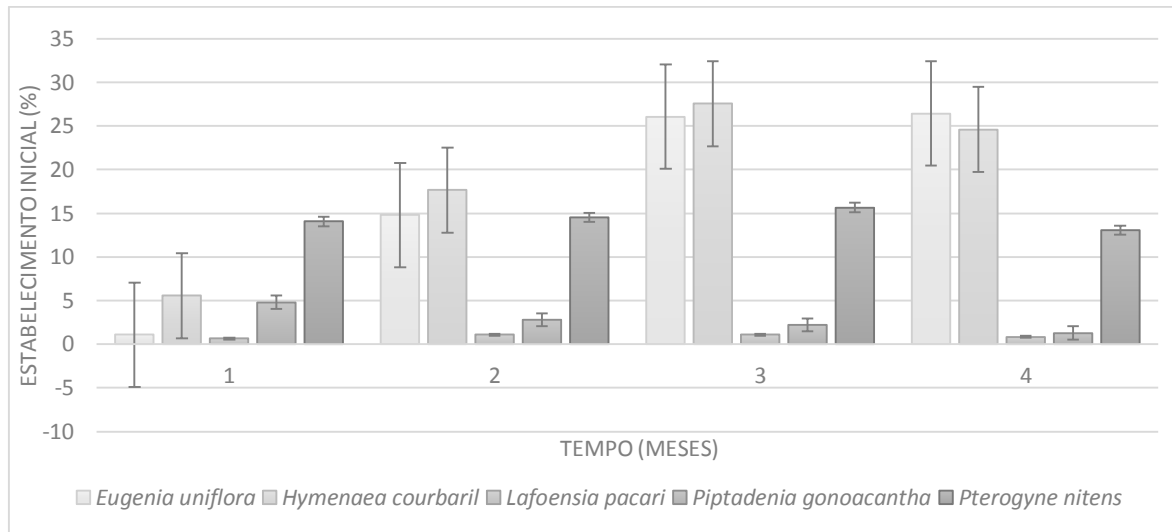


Figura 38. Evolução do estabelecimento inicial de plântulas de espécies nativas provenientes da semeadura direta em campo, no Município de Espirito Santo do Pinhal nas quatro avaliações realizadas entre os meses de janeiro e abril de 2018.

Considerando o conjunto das espécies, foi encontrada diferença significativa entre os tratamentos a partir da segunda avaliação (FValue = 7,84; $p = 0,0047$), quando o estabelecimento de plântulas foi maior nos tratamentos Guandu e Mamona em relação ao tratamento convencional (Figura 39).

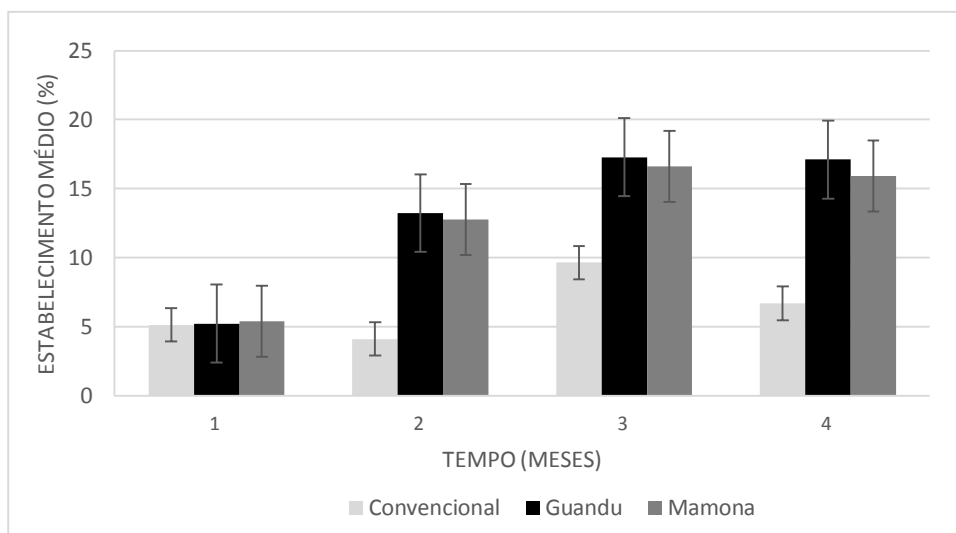


Figura 39. Variação do estabelecimento inicial do conjunto de plântulas de cinco espécies nativas provenientes da semeadura direta nos três tratamentos, em experimento realizado no Município de Espirito Santo do Pinhal nas quatro avaliações realizadas nos meses de janeiro a abril de 2018.

A partir do terceiro mês, além do melhor desempenho nestes tratamentos para o conjunto das espécies, também foi verificada interação da espécie *Pterogyne nitens* com os tratamentos, sendo encontrada maior porcentagem de estabelecimento nos tratamentos Guandu e Mamona em relação ao convencional.

3.3.4. Composição das comunidades entre os tratamentos

Os dados da avaliação da abundância de cada espécie nos três tratamentos, realizada aos 10 meses pós semeadura direta, são apresentados na Tabela 11. Foram encontradas diferenças significativas na abundância de três das cinco espécies entre os tratamentos. *E. uniflora* obteve maior número de mudas nos tratamentos Guandu e Mamona em relação ao Convencional. *L. pacari* obteve maior abundância no tratamento Guandu em relação ao tratamento Mamona. E *P. nitens* diferiu entre os três tratamentos.

Tabela 11. Abundância de cada espécie obtida nos tratamentos Convencional, Guandu e Mamona e valores do Teste F, em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, em outubro de 2018. SD = desvio padrão.

Variável	Média ± SD			Teste F	
	Convencional	Guandu	Mamona	Estatística	Valor-p
<i>Eugenia uniflora</i>	5,17 ± 2,79 (b)	11,83 ± 4,79 (a)	12,00 ± 4,47 (a)	5,05	0,0238
<i>Hymenaea courbaril</i>	2,00 ± 1,90 (a)	4,00 ± 0,89 (a)	3,83 ± 2,64 (a)	1,79	0,2061
<i>Lafoensia pacari</i>	0,17 ± 0,41 (ab)	1,00 ± 1,10 (a)	0 (b)	4,09	0,0443
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0 (a)	0,33 ± 0,52 (a)	0,33 ± 0,52 (a)	0	0,9997
<i>Pterogyne nitens</i>	0 (c)	9,17 ± 4,75 (a)	4,67 ± 1,51 (b)	31,09	<0,0001

*Médias seguidas da mesma letra (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

O número médio de mudas por hectare obtido nos três tratamentos para cada espécie é apresentado na Figura 40.

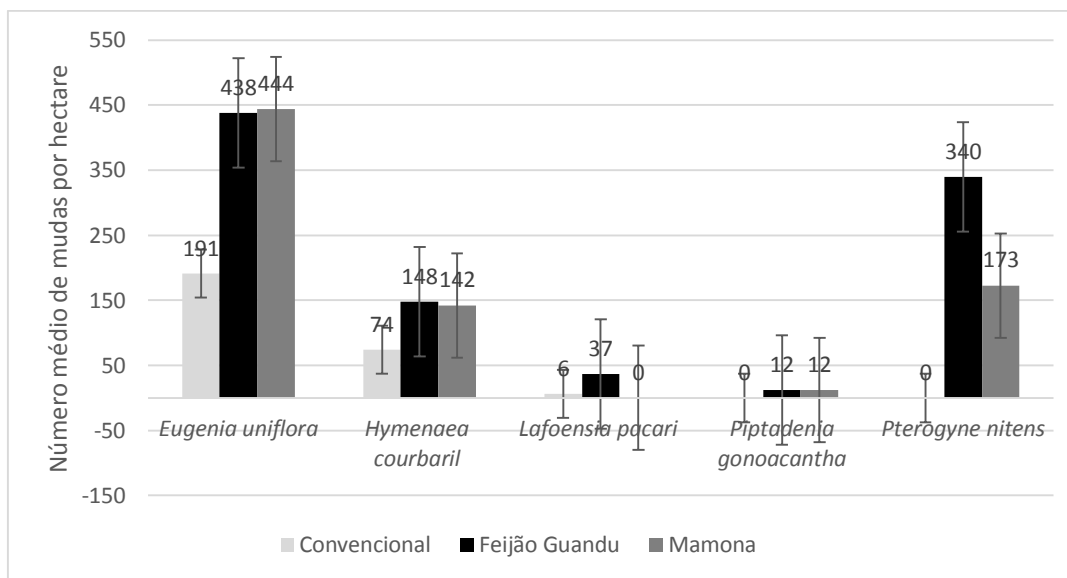


Figura 40. Número médio de mudas por hectare das cinco espécies nativas provenientes da semeadura direta, nos três tratamentos, em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, em outubro de 2018.

Com relação às comunidades finais criadas, foram encontradas maior abundância e maior riqueza no tratamento Guandu e as menores no tratamento Convencional. Foi encontrado maior Índice de Diversidade de Shannon nos tratamentos Guandu e Mamona em relação ao tratamento Convencional (Tabela 12).

Tabela 12. Abundância, riqueza e índice de diversidade de Shannon obtidos nos tratamentos Convencional, Guandu e Mamona e valores do Teste F, em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, em outubro de 2018. SD = desvio padrão.

Variável	Média ± SD			Teste F	
	Convencional	Guandu	Mamona	Estatística	Valor-p
Abundância	7,33 ± 3,98 (c)	29,20 ± 4,60 (a)	20,83 ± 6,43 (b)	29,57	<0,0001
Riqueza	1,67 ± 0,82 (c)	4,00 ± 0,63 (a)	3,33 ± 0,52 (b)	35,56	<0,0001
Índice de Diversidade H'	0,55 ± 0,14 (b)	1,15 ± 0,11 (a)	0,98 ± 0,13 (a)	27,42	<0,0001

*Médias seguidas da mesma letra (na linha) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A distribuição do número de indivíduos de cada espécie nas comunidades finais em cada tratamento é apresentada na Figura 41.

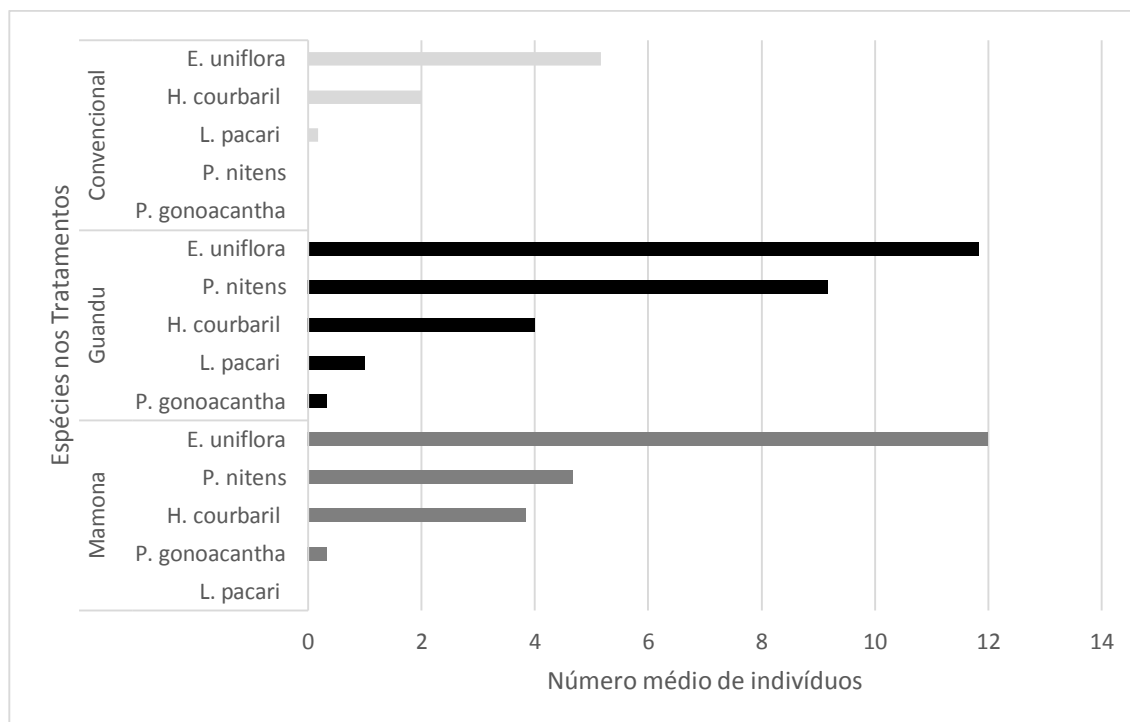


Figura 41. Número médio de indivíduos de cada espécie nos três tratamentos em experimento realizado no Município de Espírito Santo do Pinhal na avaliação realizada em outubro/2018.

3.4. Discussão

3.4.1. Ocupação da área

A primeira avaliação do experimento foi realizada após 80 dias da semeadura do feijão guandu e da mamona, quando já foi possível observar a ocupação da área por estas espécies.

O feijão guandu ocupou a área do início ao fim das avaliações deste experimento, com cobertura do solo de até 55% e altura crescente em todo o período. A partir da segunda avaliação, as copas desta espécie já estavam se encontrando e promovendo sombreamento no decorrer de todo o dia em razão do fechamento contínuo do dossel. O crescimento em altura permitiu a estruturação de um maciço de vegetação com galharias e folhagens que protegia o seu sub-bosque. Bellemo (2017) também verificou que a implantação de adubação verde nas entrelinhas da semeadura direta de nativas é viável em razão da obtenção de elevada densidade de indivíduos com baixos custos. Resultados positivos também foram encontrados por Galindo et al. (2017), testando a facilitação pelo arbusto *Tithonia diversifolia* na Colômbia, com ocupação da área de até 82% de cobertura. Os autores alertaram que este

excesso na interceptação de luz promovido pelo dossel pode prejudicar a regeneração das espécies no seu sub-bosque.

A mamona germinou e chegou a ocupar mais de 20% da área. Porém, no auge da estação chuvosa começou a apresentar indícios de doença e gradativamente perdeu copa e altura das mudas que foram morrendo, até sair totalmente do experimento na última avaliação. Assim, em nenhum período essa espécie chegou promover fechamento do dossel, nem mesmo criou estrutura vertical e formação de sub-bosque. Mas manteve-se inicialmente como um plantio distribuído nas linhas sem que suas copas se tocassem. Neste período, a espécie foi capaz de promover sombreamento parcial do solo sob a projeção de sua copa. Por isto, o solo não se mantinha constantemente sombreado, visto que a sombra se deslocava ao longo do dia. Resultado diferente do encontrado por Mônico (2019), que atingiu a classe de 75 a 100% de cobertura do solo pelo dossel transitório criado na semeadura da mesma variedade de mamona em outra região do Estado de São Paulo.

Contudo, no presente experimento foi possível observar que, apesar da baixa cobertura do solo promovida pela mamona, na fase inicial que se estendeu até o quarto mês pós semeadura direta das nativas, ela foi eficiente no controle de gramíneas competidoras tanto quanto o feijão guandu. A saída da mamona levou à ocupação da área neste tratamento por outras espécies ruderais, com altura de até 90 centímetros, criando micro-habitat diferenciado em relação à área que recebeu manejo convencional.

Em ambos os tratamentos (Guandu e Mamona) os valores de cobertura do solo por gramíneas se mantiveram inferiores a 20% durante as quatro avaliações iniciais e não diferiram do encontrado no tratamento convencional em que foi realizada aplicação de herbicida. Estes valores são inferiores ao encontrado por Souza e Engel (2018), que tiveram até 46% de infestação da área por gramíneas exóticas no período chuvoso do ano, e descreveram este como um dos principais fatores para o baixo desempenho no experimento com semeadura direta. De acordo com Araki (2005), a competição com gramíneas foi o maior fator limitante para a semeadura direta e sua eliminação deve ser realizada com o fim de aumentar as chances de estabelecimento das nativas, sendo fundamental para o sucesso do método.

Assim, os resultados de ocupação da área por feijão guandu e, inicialmente, por mamona obtidos neste experimento demonstram o potencial de utilização destas espécies para controle das gramíneas exóticas a fim de favorecer a semeadura direta de nativas. Mais estudos devem ser realizados no sentido de desenvolver a técnica com a utilização de mamona e avaliar os efeitos desta no estabelecimento de plântulas da semeadura direta quando obtido êxito na criação de dossel transitório.

3.4.2. Estabelecimento inicial

O estabelecimento inicial foi definido como a porcentagem de plântulas presentes em cada subparcela em relação ao número de sementes depositadas, o que permitiu comparar o desempenho entre as espécies ao longo dos quatro meses iniciais pós semeadura, independente das diferenças na densidade de propágulos semeados entre as espécies.

Assim como observado em outros trabalhos, neste verificamos que o estabelecimento inicial de plântulas varia em função das espécies. As diferenças entre áreas, assim como variações interanuais nas condições requeridas para germinação e emergência afetam o estabelecimento de mudas e a densidade de plantas sobreviventes (FLORENTINE et al., 2013, GROVEST; BRUDVIG, 2019). Fatores como temperatura, número de dias chuvosos, propriedades do solo e interações bióticas, diferentes em cada local e ano de início do processo de restauração, determinam a ocorrência das espécies nas comunidades (STUBLE; FICK; YOUNG, 2017). Por isto, a viabilidade de uso de uma mesma espécie na semeadura direta pode variar entre diferentes locais ou até mesmo em uma única área, em anos diferentes.

As taxas de estabelecimento obtidas também condizem com os valores geralmente encontrados em outros experimentos com semeadura direta (BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010; PALMA; LAURANCE, 2015; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; ATONDO-BUENO; BONILLA-MOHENO; LÓPEZ-BARRERA, 2018). Especificamente para espécies da Floresta Estacional Semidecidual, os valores observados neste experimento também estão de acordo com outros estudos em que são relatadas taxas de estabelecimento entre 0,01 a 40% tanto para espécies do grupo funcional de recobrimento quanto para as de diversidade em ambiente aberto (ARAKI, 2005; FERREIRA et al., 2007; ISERNHAGEN, 2010; AGUIRRE, 2012; MELI et al., 2018).

De maneira geral, *E. uniflora* e *H. courbaril* tiveram o melhor estabelecimento inicial em campo, superior a 20% ao fim de 120 dias de avaliação, não se observando, nesse caso, relação entre tamanho e peso da semente com o estabelecimento em campo. Souza e Engel (2018) também verificaram que estas espécies apresentam taxas de estabelecimento adequadas para a técnica de semeadura direta.

Interessante notar que, apesar de ter apresentado baixa germinação no teste de viabilidade realizado em laboratório (Tabela 10), *H. courbaril* teve taxa de estabelecimento crescente em campo. Conforme observado por Mangueira et al. (2018), a ausência de quebra

de dormência pode ter favorecido esta espécie uma vez que as sementes ficaram protegidas na área experimental e sobreviveram até que as condições ambientais fossem adequadas para a emergência. Enquanto que no laboratório, possivelmente as condições de temperatura e umidade não foram suficientes para desencadear a germinação sem a quebra da dormência. Assim, este resultado demonstra que os procedimentos adotados para indução da germinação em ambiente controlado, como em viveiro para produção de mudas, não são pré-requisitos para sucesso na semeadura direta.

As espécies *L. pacari* e *P. gonoacantha*, apesar de terem apresentado viabilidade das sementes nos testes realizados em laboratório, tiveram estabelecimento baixo no campo. Outros autores também encontraram estabelecimento inferior a 5% para espécies secundárias em ambiente aberto (ARAKI, 2005; AGUIRRE et al., 2015), assim como em ambiente sombreado, como verificado por Nahssen (2018) para a espécie *L. pacari* no sub-bosque de área em processo de restauração. Diversos fatores podem explicar o baixo estabelecimento na semeadura direta, como a predação e dessecação das sementes, herbivoria e outros danos físicos nas plântulas que emergiram, doenças, competição, falta de nutrientes no substrato, condições microclimáticas inadequadas entre outros (PALMA; LAURANCE, 2015; ATONDO-BUENO; BONILLA-MOHENO; LÓPEZ-BARRERA, 2018). Essa diversidade é natural e esperada, pois nas florestas naturais as comunidades arbustivo-arbóreas são compostas por mais de uma centena de espécies e varia entre elas a densidade relativa, seja na comunidade de plântulas, juvenis ou adultos. Na restauração também não se busca igualdade na densidade de plântulas ou juvenis. Contudo, é importante a obtenção de maiores densidades iniciais a fim de garantir a permanência local das espécies, sobretudo para as do grupo funcional de diversidade, cujo crescimento e alcance da idade reprodutiva é mais lento, e por isto, são mais suscetíveis a mortalidade ao longo da primeira e segunda década. Esse desafio é complexo em razão da sua imprevisibilidade, por isto, sendo o custo operacional da técnica muito pequeno (NAHSSEN, 2018; MELI et al., 2018), a decisão por aumentar o número de propágulos na semeadura destas espécies com pequeno acréscimo nos gastos pode ser uma solução viável para obtenção de maior sucesso ecológico caso não haja restrição na disponibilidade de sementes na região.

P. nitens, por sua vez, teve estabelecimento médio superior a 10%. Resultados diferentes foram encontrados por outros autores, que relataram estabelecimento muito baixo dessa espécie tanto em ambiente aberto como no sub-bosque sombreado (SOUZA; ENGEL,

2018, NAHSSEN, 2018). Possivelmente esta diferença é resultado da ação dos filtros ecológicos que atuaram de maneira divergente entre os experimentos, demonstrando que a performance de cada espécie está relacionada às condições ambientais a que está sujeita.

Assim, os resultados obtidos neste experimento reforçam a ideia de que há grande variação na performance das espécies na semeadura direta, inclusive dentro de um mesmo grupo funcional. As respostas na emergência e estabelecimento das plântulas são em grande parte espécie-específicas (CAMARGO et al., 2002; SOUZA; ENGEL, 2018). Soma-se a este fator a variabilidade resultante da qualidade dos propágulos utilizados (BRANT, 2015) e as variações nas condições do microsítio (AGUIRRE, 2012).

Uma alternativa para superar o desafio imposto pela variabilidade dos resultados é a possibilidade de rápida avaliação do sucesso do método. O monitoramento da densidade de plântulas de cada espécie logo nos primeiros meses pós-semeadura permite decidir eventual necessidade de medidas complementares, como a realização de nova semeadura ou até mesmo o plantio de mudas (MELI et al., 2018).

Com relação ao efeito dos tratamentos sobre o estabelecimento inicial de plântulas, verificou-se melhor desempenho da semeadura direta quando realizada nos tratamentos Guandu e Mamona a partir da segunda avaliação, aos 60 dias. Contudo, naquele momento as espécies exóticas ainda não apresentavam crescimento suficiente para recobrir a área e alterar o micro-habitat nas parcelas dos respectivos tratamentos. Por isto, a diferença encontrada na segunda avaliação pode ser explicada pelo tipo de manejo utilizado no tratamento Convencional, em que foi realizada aplicação manual de herbicida para controle das gramíneas competidoras.

Silva (2019) atribuiu à realização de capina química a morte de mudas devido contato com o produto ocasionado pela deriva ou até mesmo por quebra ou pisoteio das mudas pelos trabalhadores durante as operações. Na semeadura direta, é necessária maior cautela na atividade de controle de gramíneas com herbicida em razão do pequeno tamanho das plântulas e a maior dificuldade de localização no campo (ARAKI, 2005; CAMPOS-FILHO et al., 2013). Por isto, mesmo que indiretamente, os tratamentos Guandu e Mamona foram favoráveis ao estabelecimento inicial de plântulas em razão da não realização de capina química nas respectivas parcelas após a deposição das sementes no solo.

A partir da terceira avaliação, realizada três meses após a semeadura direta, próximo ao fim da estação chuvosa, além de ter sido verificado maior estabelecimento para o conjunto

das espécies semeadas nos tratamentos Guandu e Mamona, também foi encontrada interação entre os tratamentos e a espécie *P. nitens*, que apresentou maior estabelecimento nestes dois tratamentos em relação ao Convencional. Resultado semelhante foi encontrado por Atondo-Bueno e colaboradores (2018), ao verificarem que o estabelecimento inicial de plântulas provenientes de semeadura direta de uma espécie tardia utilizada para enriquecimento de floresta tropical degradada é favorecido em áreas menos expostas, onde há maior cobertura do dossel e deposição de serapilheira.

Estes resultados indicam que é possível a obtenção de plântulas de espécies arbóreas do grupo funcional de diversidade a partir da semeadura direta anteriormente à criação de dossel florestal pelas arbóreas nativas de recobrimento, logo no início do processo de restauração florestal. Porém, a viabilidade é dependente da espécie selecionada e pode ser favorecida pelo manejo de espécies competidoras e facilitadoras nas entrelinhas.

3.4.3. Composição das comunidades em cada tratamento

A avaliação realizada aos 10 meses teve o propósito de estudar a comunidade resultante da semeadura direta após a passagem da primeira estação seca. Isto porque a introdução de espécies tardias através da deposição dos propágulos diretamente no solo da área degradada depende não apenas do sucesso da germinação das sementes e estabelecimento inicial das plântulas, mas também da sobrevivência no campo (BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010). Estas duas fases são cruciais no estabelecimento e exercem importante papel ecológico na comunidade uma vez que definem quais as espécies irão se regenerar e substituir os indivíduos maduros da próxima geração. Porém, elas são fortemente dependentes dos filtros ambientais presentes na área degradada (GRUBB, 1977). As condições ambientais durante o primeiro ano têm grande importância na trajetória subsequente da restauração, favorecendo o estabelecimento e crescimento inicial de algumas espécies sobre outras (BRUDVIG et al., 2017).

Assim como verificado no estabelecimento inicial, após a passagem da primeira estação seca, todas as cinco espécies estavam presentes no experimento. A espécie que apresentou o melhor desempenho em todos os tratamentos foi *E. uniflora*. As espécies *P. nitens* e *H. courbaril* ocuparam a segunda e terceira posição em termos de abundância total, porém, *P. nitens* não sobreviveu no tratamento convencional. Já as espécies *L. pacari* e *P. gonoacantha* apresentaram abundância muito inferior às demais.

Com o fim de verificar se o número de plântulas obtido na área experimental atende à densidade desejada de mudas para a restauração em larga escala, foi realizada a simulação de quantos indivíduos por hectare teriam sido introduzidos a partir deste modelo e se este valor atende ao número esperado.

Em geral, nos plantios de mudas em área total, espera-se obter cerca de 830 indivíduos por hectare distribuídos entre as espécies do grupo funcional de diversidade (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015a). De acordo com o Anexo III da Resolução Estadual SMA nº 32/2014, que estabelece orientação técnica para plantio em área total, é recomendado o número de 80 espécies por hectare para o período previsto no projeto, sendo o limite mínimo de 40% para cada grupo funcional. Com base nisto, o presente trabalho considerou, hipoteticamente, o número esperado 26 indivíduos por espécie em um hectare.

Contudo, é importante esclarecer que tais valores são arbitrários e servem apenas para fazer referência à densidade de mudas por espécie introduzidas em um hectare em plantios convencionais. Ressalta-se, desta forma, que este número de indivíduos por espécie é variável e depende de inúmero fatores como o diagnóstico prévio de cada área, do método escolhido, do número de espécies utilizado, entre outros (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015b).

Após 10 meses da semeadura, as espécies *E. uniflora* e *H. courbaril* ultrapassaram a densidade esperada nos três tratamentos, enquanto *P. nitens* apenas nos tratamentos Guandu e Mamona. *L. pacari*, apesar do baixo número de indivíduos, também ultrapassou a densidade esperada no tratamento Guandu. *P. gonoacantha* não atingiu o valor esperado em nenhum dos tratamentos (Figura 40).

Conforme relatado por Aguirre (2012), apesar da baixa porcentagem de estabelecimento em campo, o número de mudas pode até mesmo ultrapassar a densidade esperada por hectare a partir da semeadura direta. O mesmo resultado foi descrito por Meli et al. (2018), que diante do estabelecimento em torno de 8% em campo, obtiveram densidade de indivíduos por hectare superior ao comumente utilizado no plantio de mudas para espécies pioneiras, em razão da quantidade de propágulos semeados. Da mesma forma, no caso da semeadura de enriquecimento, é necessário ajustar a densidade de propágulos semeados a fim de garantir a presença de exemplares das espécies introduzidas no banco de plântulas da área em restauração, porém, com a vantagem de ser dispensável número elevado de indivíduos de uma mesma espécie por hectare nas populações do grupo funcional de

diversidade visto que este não tem a finalidade de recobrir a área, mas de garantir a riqueza florística, ainda que em menor número de indivíduos por espécie.

O enriquecimento assistido pode ser utilizado para diferentes fins, como garantir a continuidade do processo de restauração florestal da fase de estruturação para a fase de consolidação; introduzir espécies raras ou comuns de baixa densidade; ou ainda espécies ameaçadas de extinção (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015a; NAHSSSEN, 2018). Por isto, o fato de se obter baixa densidade de mudas para algumas espécies do grupo funcional de diversidade não deve ser considerado impedimento ao uso da técnica para aquelas que são tipicamente pouco frequentes, ou até mesmo raras, na composição florística das comunidades naturais, como é o caso de algumas espécies secundárias, clímaxes e de sub-bosque.

Por isto, mesmo com densidade de mudas inferior ao esperado neste experimento, *P. gonoacantha* poderia ser utilizada para a semeadura direta de diversidade como parte de um conjunto maior de espécies, de modo a se obter a densidade total esperada para o grupo funcional, mesmo que com menor número de mudas desta espécie em relação à média das demais.

Além disto, a criação de ambiente adequado ao estabelecimento das espécies pode favorecer a obtenção de maior número de mudas. A espécie *P. gonoacantha*, apesar de ter apresentado número baixo de mudas no experimento como um todo, teve seu estabelecimento facilitado nas parcelas com feijão guandu e mamona (com média de 12 indivíduos.hectare⁻¹) em relação ao tratamento convencional, onde não foi encontrado nenhum indivíduo. Também foi observado o efeito de facilitação para as espécies *E. uniflora*, que apresentou maior abundância nos tratamentos Guandu e Mamona em relação ao Convencional, e *Pterogyne nitens*, que não sobreviveu no tratamento Convencional e apresentou maior número de mudas quando semeada em conjunto com o feijão guandu do que nas condições ambientais presentes no tratamento com mamona.

Estudos anteriores demonstram que espécies mais tardias da sucessão costumam apresentar redução da sobrevivência das mudas em áreas recentemente abandonadas em razão das condições de maiores níveis de luz e temperatura (CAMARGO et al. 2002, VIEIRA; SCARIOT, 2006). Por isto, o fechamento do dossel pelas espécies de rápido crescimento, que leva ao sombreamento do sub-bosque, favorece a introdução destas espécies (BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010). Nesta mesma linha, Nahssen (2018) verificou as espécies clímaxes

tiveram maior estabelecimento no interior de uma floresta em restauração jovem quando comparado à condição mais próxima da borda, que apresenta maior nível de radiação.

A observação dos grupos sucessionais a que pertencem estas espécies também permite concluir que a semeadura direta em ambiente ainda aberto, anteriormente ao fechamento do dossel pelas espécies arbóreas de recobrimento, pode ser utilizada para introdução, não apenas de espécies secundárias iniciais da Floresta Estacional Semidecidual, mas também de clímaces e de espécies de sub-bosque. Conforme apontado por Pardi (2014), algumas espécies de sub-bosque são tolerantes às condições de plantio a pleno sol e tendem a apresentar crescimento mais rápido quando expostas a maiores níveis de luz. Por isto, poderiam ser incluídas no plantio inicial de restauração desde que isto não implique em prejuízo ao fechamento da área pelas espécies de recobrimento e outras espécies de dossel. Assim, os resultados obtidos no presente experimento trazem um acréscimo a esta ideia, visto que a adição, tanto de clímaces, cujo crescimento é lento, como de espécies de sub-bosque, via semeadura direta pode ser realizada de maneira complementar ao plantio inicial de mudas, sem ocupar o espaço de uma muda nem comprometer a densidade de indivíduos de crescimento mais rápido, necessária ao fechamento do dossel. Esta estratégia permite a redução de custos, pois evita a necessidade de nova intervenção na área, anos mais tarde, e contribui para o incremento de diversidade florística da área em restauração desde o início do processo.

Uma outra análise dos resultados obtidos pode ser feita a partir do estudo da estrutura das comunidades criadas nos diferentes tratamentos. Neste caso, verificou-se que as parcelas com feijão guandu apresentaram comunidades com maior abundância e maior riqueza enquanto que as parcelas onde não foi introduzida espécie exótica de crescimento acelerado e foi realizado manejo convencional formaram comunidades menores, isto é, com menor número de indivíduos e menor número de espécies. Verificou-se ainda que as parcelas dos tratamentos Guandu e Mamona apresentaram comunidades com maior diversidade em relação às parcelas em que foi realizado manejo convencional, indicando que os micro-habitats criados por estas espécies exóticas de rápido crescimento favoreceram o enriquecimento da área em processo de restauração.

Assim, de modo geral, o tratamento Guandu foi mais adequado para facilitar a criação de comunidades vegetais a partir da semeadura direta uma vez que favoreceu o estabelecimento do maior número de espécies e maior abundância, em relação aos outros

dois tratamentos. Além disto, todas as espécies encontradas nos outros dois tratamentos estavam presentes nas parcelas com feijão guandu, em número igual, ou até maior, de mudas.

O tratamento Mamona, apesar de ter promovido menor abundância e riqueza que o tratamento Guandu, foi tão eficiente quanto este com relação à promoção de diversidade e também facilitou o estabelecimento de espécies semeadas de espécies de diversidade quando comparado ao tratamento Convencional no que diz respeito à abundância e riqueza. Porém, neste tratamento foi verificada interação negativa do ambiente criado pela mamona com a espécie *L. pacari*, diferente do encontrado nos outros dois experimentos.

As plantas controlam, direta ou indiretamente, a disponibilidade de recursos para outros organismos através de mudanças nos materiais bióticos ou abióticos, como o sombreamento, redução do impacto da chuva e do vento e controle da temperatura e umidade promovidos pelas folhas e galhos do dossel, ou ainda como a proteção promovida pela serapilheira no chão florestal (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1997).

A provisão de sombra, moderação de distúrbios, acumulação de nutrientes e proteção contra herbívoros promovidos por uma planta podem atuar de maneira positiva ou negativa sobre as vizinhas (CALLAWAY et al., 2002). Avedano-Yanez e colaboradores (2014), estudando a facilitação de espécies tardias plantadas sob espécies de rápido crescimento, verificou que a mortalidade foi significativamente maior em áreas abertas em relação às áreas sombreadas pelas espécies pioneiras, possivelmente em razão da redução do estresse hídrico e herbivoria nas áreas cobertas. Os autores ainda relataram que a temperatura do ar mais baixa e maior umidade registradas sob o dossel resultam em redução da perda de água das mudas por evapotranspiração, levando espécies mais sensíveis a responder diferentemente ao longo de gradientes de luz. Os resultados obtidos corroboram também a ideia de que cada espécie de planta, através do tipo específico de engenharia física de ecossistema que produz, pode gerar efeitos favoráveis, ou não, sobre as outras espécies.

Assim, verificou-se que a engenharia promovida pelo feijão guandu arbóreo e mamona alterou as condições ambientais no local, facilitando o estabelecimento da comunidade proveniente da semeadura direta em relação ao método de manejo convencional, que mantém o ambiente aberto durante o primeiro ano do projeto de restauração em razão da aplicação de herbicida para limpeza das entrelinhas.

Cabe salientar que a mamona não persistiu até o fim do período de avaliação, mas saiu gradativamente do sistema entre o quarto e décimo mês. Resultado semelhante foi

relatado por Galindo e colaboradores (2017) em estudo do potencial de facilitação duas espécies de rápido crescimento, onde não obtiveram êxito na criação de cobertura da área por uma delas. Contudo, no presente estudo, a mamona foi substituída por espécies ruderais não-gramíneas de porte herbáceo e arbustivo. Estas espécies ruderais promoveram sombreamento parcial do solo e limitaram a recolonização da área por gramíneas competidoras no período avaliado, crítico para o estabelecimento das plântulas provenientes da semeadura direta.

Analisando a composição das comunidades finais, verifica-se que a assembleia presente no micro-habitat criado pelo feijão guandu contemplou todas as espécies presentes nos outros dois tratamentos. Porém, a mamona criou uma comunidade distinta da encontrada no tratamento convencional interferindo negativamente no estabelecimento de *L. pacari*, mas possibilitando a presença de *P. gonoacantha* e *P. nitens*. Já no tratamento Convencional, estas duas espécies não sobreviveram, mas foi observada a presença de *L. pacari*, ainda que em baixa densidade.

Também nota-se que as densidades destas espécies em cada comunidade variou de acordo com o tratamento. A espécie *E. uniflora*, apesar de ser a mais abundante em todos os micro-habitat, representou 70% dos indivíduos na comunidade criada no tratamento Convencional, mas apenas 45 e 58% do número de indivíduos nas comunidades dos tratamentos Guandu e Mamona, respectivamente (Figura 41). *H. courbaril*, por sua vez, foi mais representativa na comunidade criada no tratamento Convencional, com 27% de densidade relativa, do que nos tratamentos Guandu e Mamona, onde representou apenas 15 e 18% das comunidades, respectivamente. Já *P. nitens*, que não sobreviveu no Convencional, teve maior densidade relativa no Guandu (35%) do que na comunidade criada no tratamento Mamona (22%).

Estes resultados indicam que mesmo com a composição de espécies parecidas, diferentes tratamentos produzem estruturas de comunidades distintas em termos de dominância de cada uma. Neste caso, a utilização diferentes métodos de manejo em uma mesma área pode ser positiva em razão da oferta de maior variedade de micro-habitat (AGUIRRE, 2012), resultando em um efeito sinérgico no favorecimento diferencial das espécies.

3.5. Considerações finais

Diante de todo o exposto, este trabalho traz algumas informações relevantes para a prática da restauração de Floresta Estacional Semidecidual. Em geral, têm sido testados métodos para introdução de espécies nativas de recobrimento via semeadura direta em área aberta e espécies de diversidade para o enriquecimento após o fechamento do dossel florestal (BERTACCHI et al., 2016; MANGUEIRA, 2017; MANGUEIRA; HOLL; RODRIGUES, 2018; NAHSSEN, 2018). Contudo, os resultados aqui obtidos demonstram que é possível a utilização da semeadura direta para o estabelecimento de plântulas de espécies de diversidade logo na implantação do processo de restauração, em ambiente ainda aberto, evitando os custos de realizar nova intervenção para enriquecimento da área somente alguns anos após o plantio de espécies de recobrimento. Conforme exposto por Pardi (2014), é de grande valia a compreensão de que espécies responsáveis pelo enriquecimento florestal podem ser utilizadas no plantio inicial, trazendo uma nova visão sobre as técnicas de restauração ecológica.

Os resultados também indicam que micro-habitat criados por espécies exóticas de crescimento acelerado, além de contribuir para o controle de gramíneas competidoras, favorecem o estabelecimento das plântulas de algumas espécies de diversidade nos primeiros meses após a emergência das plântulas assim como promovem a criação de comunidades maior índice de diversidade. A ocupação das entrelinhas com feijão guandu apresentou os melhores resultados em termos de abundância, riqueza e composição da comunidade criada uma vez que contemplou todas as espécies presentes nos outros dois tratamentos. Porém, a utilização de mamona nas entrelinhas também foi mais adequada que o tratamento Convencional quanto à abundância, riqueza e diversidade obtidas.

Ainda que algumas espécies tenham apresentado porcentagem de estabelecimento baixa, o custo para aquisição de sementes é bastante inferior ao necessário para obtenção de uma muda em viveiro, o que pode contrabalancear a baixa emergência (AGUIRRE, 2012; MELI et al., 2018). Além disto, por se tratar de espécies secundárias e clímaxes, não é necessária a inserção em densidade elevada, mas garantir a sua presença no sub-bosque, a fim de possibilitar a continuidade do processo de restauração para a fase de consolidação (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015a), principalmente em paisagens fragmentadas e

pouco permeáveis, onde a chegada de propágulos alóctones é limitada (SIQUEIRA, 2002; SOUZA; BATISTA, 2004).

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A.T.E; GONÇALVES, C.; ZAGATTO PATERNIANI, M.E.A.G.Z.; TUCCI, M.L.S.; CASTRO, C.E.F. **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. 7. ed. Campinas: Instituto Agrônomo, 2014. 452 p.
- AGUIRRE, A.G.; LIMA, J.T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.
- AGUIRRE, A.G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 168 p.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.S.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, 711–728, 2013.
- ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 150 p.
- ATONDO-BUENO, E.J.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F. Cost-efficiency analysis of seedling introduction vs. direct seeding of *Oreomunnea mexicana* for secondary forest enrichment. **Forest Ecology and Management**, v. 409 p. 399–406, 2018.
- AVENDAÑO-YÁÑEZ, M.L.; SÁNCHEZ-VELÁSQUEZ, L.R.; MEAVE, J.A.; PINEDA-LÓPEZ, M.R. Is facilitation a promising strategy for cloud forest restoration? **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 328–333, 2014.
- AZEVEDO, D.M.P. DE; BELTRÃO, N.E. DE M. **O agronegócio da mamona no Brasil**. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2007. 504p
- AZZOLINI, M. **Restauração ecológica de áreas impactadas por cinza de carvão mineral: contribuição da mamona *Ricinus communis* L. e respostas da espécie a metais pesados**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre. 2008. 181 p.

- 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**, v. 257, p. 1716–1724, 2009.
- BAUMEISTER, D.; CALLAWAY, R.M. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits other plant species. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1816–1830, 2006
- BELLEMO, A.C. **Formação de dossel no curto prazo como estratégia de restauração florestal**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86p.
- 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 florestalis**, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.
- BERTACCHI, M.I.F.; AMAZONAS, N.T.; BRANCALION, P.H.S.; 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**, v. 24, n. 1, p. 100–108, 2016.
- BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K.D. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, n. S2, p. 438–445, 2010
- BRANCALION, P.H. S.; ISERNHAGEN, I.; MACHADO, R.P.; CHRISTOFFOLETI, P.J.; RODRIGUES, R.R. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon a espécies arbóreas nativas. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 44, n. 3, p. 251-257, 2009.
- BRANCALION. P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Bases conceituais para a restauração florestal: sucessão ecológica e um modelo de fases. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015a. p. 135-160.
- BRANCALION. P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Métodos de restauração florestal: áreas que não possibilitam o aproveitamento inicial da regeneração natural. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015b. p. 219-250.
- BRANT, H.S.C. **Qualidade das sementes e emergência da plântula de espécies de recobrimento para restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 161 p.
- BRASIL, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 1992. 365 p.

- BROOKER, R.W.; MAESTRE, F.T.; CALLAWAY, R.M.; LORTIE, C.L.; CAVIERES, L.A.; KUNSTLER, G.; LIANCOURT, P.; TIELBORGER, K.; TRAVIS, J.M.J.; ANTHELME, F.; ARMAS, C.; COLL, L.; CORCKET, E.; DELZON, S.; FOREY, E.; KIKVIDZE, Z.; OLOFSSON, J.; PUGNAIRE, F.; QUIROZ, C.L.; SACCONI, P.; SCHIFFERS, K.; SEIFAN, M.; TOUZARD, B.; MICHALET, R. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 18–34, 2008.
- BRUDVIG, L.A.; BARAK, R.S.; BAUER, J.T.; CAUGHLIN, T.T.; LAUGHLIN, D.C.; LARIOS, L.; MATTHEWS, J.W.; STUBLE, K.L.; TURLEY, N.E.; ZIRBEL, C.R. Interpreting variation to advance predictive restoration Science. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, p. 1018–1027, 2017.
- CALLAWAY, R.M.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; LORTIE, C.J.; MICHALET, R.; PAOLINI, L.; PUGNAIRE, F.I.; NEWINGHAM, B.; ASCHEHOUG, E.T.; ARMAS, C.; KIKODZE, D.; COOK, B.J. Positive interactions among alpine plants increase with stress. **Nature**, v. 417, p. 844–848, 2002.
- CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAWA, A.M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 4, p. 636–644, 2002.
- CAMPOS-FILHO, E.M.; DA COSTA, J.N.M.N.; SOUSA, O.L.; JUNQUEIRA, R.G.P. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32 n. 7, p. 702–727, 2013
- CASTRO, D.C.V. **Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 94 p.
- CASTRO, J.; LEVERKUS, A.B.; FUSTER, F. A new device to foster oak forest restoration via seed sowing. **New Forests**, v. 46, p. 919–929, 2015.
- CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land Degradation and Development**, v. 27, p. 511–520, 2016.
- CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos Municípios Paulistas**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_347.html>. Acesso em 28 fev. 2016.

- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1946–1957, 1997.
- 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**, v. 261, p. 1590–1597, 2011.
- DOUST, S.J.; ERSKINEP.D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 234, p. 333–343, 2006.
- ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, p. 169–181, 2001.
- FERREIRA, R.A; DAVIDE, A.C.; BEARZOTI, E.; SOUZA MOTTA, M. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, v. 13, n. 3, p. 271–279, 2007.
- FERREIRA, R.A; SANTOS, P.L.; ARAGÃO, A.G.; SANTOS, T.I.S.; SANTOS NETO, E.M.; REZENDE, A.M.S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 81, p. 37–46, 2009.
- FLORENTINE, S. K.; GRAZ, F. P.; AMBROSE, G.; O'BRIEN, L. the current status of differentage, direct-seeded revegetation sites in an agricultural landscape in the Burrumbeet Region, Victoria, Australia. **Land Degradation & Development**, v. 24, p. 81–89, 2013.
- FREITAS, M.G.; RODRIGUES, S.B.; CAMPOS-FILHO, E.M.; CARMO, G.H.P.; VEIGA, J.M.; JUNQUEIRA, R.G.P.; VIEIRA, D.L.M. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 224–232, 2019.
- GALINDO, V.; CALLE,Z.; CHARÁ, J.; ARMBRECHT, I. Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 5, p.731–737, 2017.
- GANDOLFI, S. **História Natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 520 p.

- GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação**. 2017. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p.
- GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA JR., L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (1^o ed. revisada). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 111-163.
- GROVES, A.M.; BRUDVIG, L.A. Interannual variation in precipitation and other planting conditions impacts seedling establishment in sown plant communities. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 1, p. 128–137, 2019
- GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Review**, v. 52, p. 107–145, 1977.
- HOLL, K.D., AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1558–1563, 2011.
- HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, V., SAMUEL, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339–349, 2000.
- HOLMGREN, M., SCHEFFER, M. Strong facilitation in mild environments: the stress gradient hypothesis revisited. **Jornal Ecology**, v. 98, p. 1269–1275, 2010.
- HOSSAIN, F.; ELLIOTT, S.; CHAIRUANGSRI, S. Effectiveness of Direct Seeding for Forest Restoration on Severely Degraded Land in Lampang Province, Thailand. **Open Journal of Forestry**, v. 4, p. 512-519, 2014
- HÜLLER, A. **Restauração florestal através de semeadura direta de duas espécies nativas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Sementes) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 75 p.
- IAC – Instituto Agrônomo de Campinas. **Cultivares Guandu**. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/areasdepesquisa/gaos/guandu.php>>. Acesso em 05 nov. 2019.
- ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p.

- 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.
- JIMENEZ-ALFARO, B; SILVEIRA, F.A.O.; FIDELIS, A.; POSCHLOD, P.; COMMANDER, L.E. Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, p. 637–645, 2016.
- LAMB, D. Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. **Restoration Ecology**. v.26, n. 4, p.657-666, 2018.
- LE BOURLEGAT, J.M.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T.S. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 465-472, 2013.
- LIMA, A.M.; MELO, J.L.S.; MELO, H.N.S.; CARVALHO, F.G. Avaliação do potencial fitorremediador da mamona (*Ricinus communis L*) utilizando efluente sintético contendo chumbo. **Holos**, v. 01, p. 51-61, 2010.
- MANGUEIRA, J.R.S.A. **Conservação e manejo de remanescentes florestais degradados em paisagem agrícola de elevada fragmentação**. 2017. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 130p.
- MANGUEIRA, J.R.S.A; HOLL, K.D.; RODRIGUES, R.R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v. 15, n. 1, p. 3–10, 2018
- MANTOANI, M.C., TOREZAN, J.M.D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, v. 359, p. 141–146, 2016.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, v. 107–108, n. 1, p. 299–318, 1993.
- MARTINS, A.F. **Controle de *Urochloa decumbens* Stapf. em área de restauração ecológica com plantio total, Florestal Estacional Semidecidual, Itu, SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 100p.

- MATOS, E.H.S.F. 2007. **Cultivo da Mamona e Extração do Óleo**. Disponível em: <http://sbrt.ibict.br/dossie-tecnico/downloadsDT/MjE3>. Acesso em 12 de março de 2016.
- 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. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212–219, 2018.
- MELO, E.E.C. **Fitorremediação de arsênio: disponibilidade do metaloide no solo e seu acúmulo em girassol e mamona**. 2009. Tese (Doutorado). Lavras: UFLA, Universidade Federal de Lavras, 82 p.
- MÔNICO, A.L. **Alternativas para restauração florestal de pastagens**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 183 p.
- NAHSSEN, M.H.C. **Enriquecimento de uma floresta em restauração por meio da semeadura direta e introdução de plântulas**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 134 p.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- PALMA, A.C.; LAURANCE, S.G.W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, v. 18, p. 561-568, 2015.
- PARDI, M.M. **Introdução de espécies de Sub-bosque em áreas de restauração de Florestas Estacionais Semidecíduais**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 127 p.
- ROMEIRO, S. **Potencial de *Ricinus Communis* L. *Helianthus Annus* L. e *Canavalia Ensiformes* L. como extratoras de chumbo em solução nutritiva**. 2005. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical - Tecnologia da Produção Agrícola,) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 84 p.
- SAMPAIO, A.B. HOLL, K.D. SCARIOT, A. Restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462–471, 2007.

- SANTOS, L.S.; FERREIRA, R.A.; ARAGÃO, A.G.; AMARAL, L.A.; OLIVEIRA, A.S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012.
- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA, D.R., ROCHA G.P.E., VIEIRA, D.L.M. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393–401, 2015.
- SILVA, T.D. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86 p.
- SINBIOTA, Sistema de Informação Ambiental do Biota. **Atlas 2.1**. Disponível em:<
<http://sinbiota.biota.org.br/atlas/>>. Acesso em 28 fev. 2016.
- SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 116p.
- SOUZA, D.C; ENGEL, V.L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35–44, 2018.
- SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.
- STUBLE, K.L.; FICK, S.E.; YOUNG, T.P. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, p. 1051–1057, 2017
- 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**, v. 30, n. 2, p. 151-158, 2008.
- SWART, J.A.A.; ZEVENBERG, J.; HO, P.; CORTINA, J.; REED, M.; DERAK, M; VELLA, S.; ZHAO, H.; VAN DER WINDT, H.J. Involving society in restoration and conservation. **Restoration Ecology**, v. 26, n. S1, p. S3–S6, 2018.

- TREUER, T.L.H.; CHOI, J.J.; JANZEN, D.H.; HALLWACHS, W.; PERÉZ-AVILES, D.; DOBSON, A.P.; POWERS, J.S.; SHANKS, L.C.; WERDEN, L.K.; WILCOVE, D.S. Low-cost agricultural waste accelerates tropical forest Regeneration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 275–283, 2018.
- TUNJAI, P.; ELLIOTT, S. Effects of seed traits on the success of direct seeding for restoring southern Thailand's lowland evergreen forest ecosystem. **New Forests**, v. 43, p. 319–333, 2012.
- VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 11-20, 2006.
- ZADWORNY, M.; JAGODZIŃSKI, A.M.; ŁAKOMY, P.; UFNALSKI, K.; OLEKSYN, J. The silent shareholder in deterioration of oak growth: common planting practices affect the long-term response of oaks to periodic drought. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 133–141, 2014.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE

Os resultados encontrados neste trabalho mostraram que o feijão guandu foi capaz de ocupar satisfatoriamente a área e que o tipo de engenharia de ecossistema que ele produziu alterou as condições ambientais e promoveu maior fechamento do dossel e aumento da camada de serapilheira no seu sub-bosque, o que levou à inibição da ocupação da área por gramíneas competidoras e facilitação do crescimento das arbóreas de recobrimento, sem prejudicar as espécies nativas provenientes do plantio de mudas de nenhum dos grupos funcionais.

A mamona apresentou potencial para ocupação da área inicialmente, porém, em razão da sua mortalidade e saída do sistema, não foi capaz de manter micro-habitat diferenciado para o crescimento das nativas, nem mesmo de inibir a recolonização da área pelas gramíneas.

Os micro-habitat criados por estas espécies exóticas de crescimento acelerado não interferiram na abundância, riqueza e diversidade das comunidades provenientes do plantio de mudas quando comparados ao método de manejo convencional, onde o ambiente permaneceu aberto. Porém, promoveram variações na estrutura destas comunidades finais quanto à densidade relativa por meio de distribuição diferencial de espécies.

Os ambientes proporcionados pelas duas espécies exóticas de crescimento acelerado também interferiram nas comunidades provenientes da semeadura direta, facilitando o estabelecimento inicial das plântulas de espécies do grupo funcional de diversidade quando semeadas em consórcio com feijão guandu e mamona em relação às que receberam manejo convencional, onde foi aplicado herbicida nas entrelinhas. E, ainda, levaram à obtenção de comunidades finais com maior abundância, riqueza e diversidade quando comparado ao ambiente aberto.

O conhecimento gerado neste estudo demonstra que a criação precoce de um micro-habitat específico por espécie exótica de crescimento acelerado é apropriado para a inibição de gramíneas competidoras; facilita o crescimento de espécies nativas de recobrimento e o estabelecimento de plântulas de espécies de diversidade via semeadura direta; e estabeleceu uma competição eficaz controlando as gramíneas que normalmente competem com as espécies arbóreas, contribuindo assim para a criação de comunidades com maior biodiversidade. Logo, é vantajoso para o processo de restauração florestal porque atende às

necessidades próprias da fase estruturação - ao beneficiar o crescimento das espécies nativas responsáveis pelo recobrimento da área - e à fase de consolidação - ao promover o estabelecimento de espécies secundárias importantes para a substituição gradual do dossel (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Este trabalho ainda evidencia que é possível a introdução simultânea dos dois grupos funcionais já na implantação do processo de restauração de Floresta Estacional Semidecidual em área degradada aberta a partir da associação de métodos de menor custo, como a utilização de espécies exóticas de crescimento acelerado nas entrelinhas e de sementeira direta de espécies de diversidade, evitando os gastos de nova intervenção para enriquecimento florístico da área alguns anos após o fechamento do dossel e reduzindo o uso de herbicida para controle de gramíneas.

Conforme exposto por Gandolfi (2017), a criação de dossel na área degradada é fundamental para o processo de restauração florestal por recriar o habitat que permite a regeneração de espécies que compõem a floresta, além de atrair dispersores de sementes, polinizadores, diminuir os processos erosivos, aumentar a estabilidade e fertilidade do solo, o que beneficia o aumento gradual da biodiversidade local.

O uso de espécies de crescimento acelerado no período que antecede o fechamento do dossel pelas espécies arbóreas nativas é útil para a criação deste habitat propício à restauração florestal. Quando a intenção se restringe ao fechamento precoce do dossel para controlar as gramíneas e facilitar o estabelecimento de nativas, as espécies selecionadas para este fim devem ter características específicas como rápido crescimento, elevada produção de biomassa aérea com abertura de copa, não ser altamente competitiva, mas intolerante à sombra para que seja eliminada naturalmente da área quando ocorrer o fechamento do dossel pelas nativas.

Diversos trabalhos tem sido realizados neste sentido, buscando desenvolver métodos mais adequados de consórcio entre espécies nativas com exóticas de ciclo curto nas entrelinhas. Em geral, tem sido utilizadas espécies leguminosas que também atuam como adubo verde no intuito de recobrir rapidamente o solo, mas também melhorar as condições de fertilidade do substrato (BELTRAME; RODRIGUES, 2008; MARTINS, 2011; CAVA et al., 2016; BELLEMO, 2017).

Porém, muitos outros atributos funcionais podem ser explorados a partir da utilização das entrelinhas no processo de restauração florestal. Como relatado em virtude das

observações nas visitas em campo, mesmo não tendo sido o objeto deste estudo, as espécies exóticas também podem ser úteis para atuar em diferentes processos ecológicos, como na atração de fauna polinizadora no período de floração e de dispersores durante o período de frutificação; podem servir como habitat para fauna ao proporcionar ambiente protegido contra predadores, fornecer poleiros de descanso, facilitar o trânsito de animais em meio à paisagem impermeável, e prover estrutura para nidificação. Podem ainda exercer funções como barreira de vento; redução do impacto da água da chuva e de processos erosivos e proteção contra incêndios nos períodos de seca se a vegetação for sempre-verde.

Como observado por outros autores, a ocupação das entrelinhas na restauração ecológica ainda contribui efetivamente para o reestabelecimento da fauna do solo (MARTINS et al., 2019) e provisão de serviços ecossistêmicos (SANTOS, CROUZEILLES, SANSEVERO, 2019).

Além dos benefícios ecológicos, a ocupação da área por espécies exóticas de crescimento acelerado, como as estudadas, também é oportuna no que se refere aos aspectos socioeconômicos devido à possibilidade de utilização de culturas agrícolas em sistemas agroflorestais provisórios para produção de recursos alimentares (KABASHIMA et al., 2009; BELTRAME, 2013; SILVA, 2019; PONTES; ENGEL; PARROTA, 2019) ou de outros recursos como princípios ativos para indústria farmacêutica ou óleos para indústria química (SILVA et al. 2015; BRAGA; DOMENE; GANDARA, 2019; MÔNICO, 2019) no período inicial do processo de restauração, até que haja o fechamento do dossel pelas nativas. Outra vantagem é a redução de custos de manutenção do plantio (LELES; OLIVEIRA NETO; ALONSO, 2015) e do uso de herbicidas.

Como exposto por Silva (2019), diversos tipos de culturas podem ser utilizadas para a criação do dossel transitório e a sua escolha depende de fatores como a situação da área, as características da espécie, o interesse do restaurador e até mesmo questões econômicas como preço e esforços requeridos para implantação ou existência de mercado para os produtos.

No caso de pequenos proprietários, a escolha das espécies exóticas para o consórcio pode ser direcionada à produção agrícola para subsistência ou geração de renda. Já em projetos de restauração em larga escala, pode ser mais interessante a seleção de espécie de fácil aquisição, implantação e manejo no campo em detrimento de retorno econômico. É possível ainda a utilização de combinações de espécies exóticas de crescimento acelerado com base nos seus atributos funcionais, que atuem de maneira complementar de acordo com o

interesse. Por exemplo, é possível a escolha de um conjunto de espécies que proporcione, simultaneamente, sombreamento, atração de fauna e produção de alimentos, ou ainda um arranjo de espécies que tenha como característica a praticidade na logística para implantação no campo, forneça sombreamento e proteção contra processos erosivos.

A partir deste ponto de vista, o manejo de entrelinhas de áreas em processo de restauração que, tipicamente, é tido como um desafio em razão da ocupação por gramíneas exóticas competidoras em abundância, torna-se uma oportunidade para incrementar os processos ecológicos (MARTINS et al., 2019) e agregar valor social e econômico, além de facilitar o processo de restauração florestal (BELTRAME, 2013). O espaço das entrelinhas que, tradicionalmente, demanda grande atenção em razão das frequentes e onerosas atividades para ser mantido livre de espécies competidoras, pode, sob esse prisma, ser visto como nova área de plantio ou semeadura direta. Sua utilização para a criação deste outro tipo de dossel, precoce e transitório, permite o desenvolvimento de novos desenhos de plantio ou semeadura, com espaçamentos inovadores, considerando a complementariedade e realização simultânea das técnicas. Também possibilita novas estratégias para geração de renda em substituição ao que, até então, era percebido como despesa no projeto de restauração, criando caminhos para maior eficiência ecológica e econômica.

Por outro lado, cada espécie pode apresentar atributos positivos e negativos. Por isto, na seleção da cultura agrícola ou combinação delas, devem ser consideradas questões como custo de aquisição de sementes, a necessidade de preparo do solo, eficiência em campo, risco da espécies ser invasora ou produzir substâncias alelopáticas ou tóxicas, entre outros aspectos que podem surgir da interação interespecífica ou ao longo do tempo, como no caso da mamona, que não foi capaz de criar dossel transitório neste trabalho por ter saído do sistema antes de concluir seu ciclo de vida. O uso de espécies nativas para este fim é desejável, porém, entre os atributos necessários estão a facilidade e baixo custo de obtenção de sementes em diferentes regiões do país, a previsibilidade das taxas de germinação, e adaptabilidade às condições de solo, clima e outros fatores. Por isto, o estudo e adaptação de espécies nativas de crescimento acelerado com a finalidade de compor dossel transitório devem ser fomentados, dada a imensa biodiversidade das florestas tropicais.

Novos experimentos deveriam ser desenvolvidos no sentido de ampliar o conhecimento quanto à viabilidade de uso de espécies de crescimento acelerado (herbáceas e arbustivas, tanto nativas como exóticas) para criação de micro-habitat favorável à

restauração de Floresta Estacional Semidecidual. É necessário compreender como as diferentes espécies interferem no ambiente físico e interagem com as nativas no que diz respeito à dinâmica entre facilitação e competição, desde a fase de germinação via sementeira direta até o pleno fechamento do dossel pelas arbóreas nativas; testar diferentes fases de implantação das exóticas avaliando possível efeito de prioridade; acompanhar a saída das exóticas do sistema para avaliar o seu potencial de invasão e possível reocupação por gramíneas competidoras.

Sugere-se, ainda, que novos estudos avaliem por maior período a sobrevivência e crescimento dos indivíduos provenientes da sementeira direta, assim como a utilização de outras espécies de diversidade e a introdução dos propágulos em diferentes estágios do fechamento do dossel pelas exóticas de crescimento acelerado.

Aprofundar o conhecimento teórico relacionado a essas interações ecológicas é relevante no âmbito da ciência da restauração, mas também fundamental para subsidiar políticas públicas inovadoras e comprometidas com os aspectos ecológicos, econômicos e sociais.

REFERÊNCIAS

- BELLEMO, A.C. **Formação de dossel no curto prazo como estratégia de restauração florestal**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86p.
- BELTRAME, T.P. **Restaurando a ecologia na restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica**. 2013. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2013. 168 p.
- 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 florestalis**, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.
- BRAGA, D.P.P.; DOMENE, F.; GANDARA, F.B. Shade trees composition and diversity in cacao agroforestry systems of southern Pará, Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 1409–1421, 2019.
- BRANCALION. P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Bases conceituais para a restauração florestal: sucessão ecológica e um modelo de fases. In: _____ **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. p. 135-160.
- CAVA, M.G.B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A.H.; DURIGAN, G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, n. 2, p. 301-315, 2016.
- GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação**. 2017. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p.
- KABASHIMA, Y.; ANDRADE, M.L.F; GANDARA, F.B.; TOMAS, F.L. Sistemas agroflorestais em áreas urbanas, **REVSBAU**, v. 4, n. 3, p. 1 – 20, 2009.
- LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N.; ALONSO, J. M. Restauração florestal em diferentes espaçamentos. In: LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N. (ed.). **Restauração Florestal e a Bacia do Rio Guandu**. Seropédica: Editora Rural, 2015. p. 120-156.

- MARTINS, A.F. **Controle de *Urochloa decumbens* Stapf. em área de restauração ecológica com plantio total, Florestal Estacional Semidecidual, Itu, SP.** 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 100p.
- MARTINS, E.M.; SILVA, E.R.; CAMPELLO, E.F.C.; LIMA, S.S.L.; NOBRE, C.P.; CORREIA, M.E.F.; RESENDE, A.S. O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 2, p. 632-648, 2019.
- MÔNICO, A.L. **Alternativas para restauração florestal de pastagens.** 2019. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 183 p.
- PONTES, D.M.F.; ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Forest Structure, Wood Standing Stock, and Tree Biomass in Different Restoration Systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Forests**, v. 10, p. 588-605, 2019.
- SANTOS, P.Z.F; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J.B.B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest Author links open overlay panel. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 140-145, 2019
- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA, D.R., ROCHA G.P.E., VIEIRA, D.L.M. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393–401, 2015.
- SILVA, T.D. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda.** 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86 p.