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

**Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de
cobertura transitória ou poda**

Thaís Diniz Silva

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2019**

Thaís Diniz Silva
Engenheira Florestal

**Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura
transitória ou poda**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2019

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

Silva, Thaís Diniz

Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda / Thaís Diniz Silva. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019.

86 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Restauração florestal 2. Cobertura do solo 3. Quebra da dominância apical 4. Cobertura com o milho I. Título

À minha avó, Maria das Dores (*in memoriam*),
minha maior conexão de vida, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, meu anjo da guarda e meus amigos espirituais por guiarem meus passos em toda minha caminhada, me dando força, coragem e apoio em todos os momentos. Especialmente nos momentos em que minha vontade era de desistir, vocês seguraram minha mão e a caminhada tornou-se mais leve, senti-me abençoada na presença de vocês e entendi que tudo nessa vida é aprendizado. Padre Libério e Nossa Senhora Aparecida por sempre intercederem por mim e nos momentos de agonia por me trazerem a calma que eu tanto necessitava. Ao meu anjinho, vovó Dôra, por sempre me entender, amar e aceitar como eu sou, com você eu senti o amor mais bonito que eu poderia sentir e ele permanece no meu coração, quando penso em você eu consigo ter confiança e sinto que nada é impossível, desde que feito com amor.

Palavras não conseguem descrever a tamanha gratidão que tenho para com meus pais, Antônio e Ângela, vocês são meus exemplos de vida. Meu porto seguro. Tenho orgulho da pessoa que me tornei, mas isso eu devo a vocês que sempre me apoiaram incondicionalmente, ensinaram-me sobre o amor, a bondade, a honestidade e o significado de família. A minha irmã, Maisoca, meu orgulho de pessoa, minha protetora e confidente, obrigada por sempre me ouvir e me apoiar, nos momentos felizes e tristes. Você é minha pessoa!

Agradeço imensamente aos meus Tios Gueguel e Luciana, por abrirem as portas da sua casa e me apoiarem em todas as circunstâncias. Tio Gueguel, você é um exemplo de profissional, obrigada por sempre compartilhar comigo seus conhecimentos, por me motivar e acreditar no meu potencial! Tia Luciana, apesar de você me estressar muito, sou muito grata por todo amor, carinho e sua alegria contagiante, você fez meus campos mais felizes! Ao meu Tio Toninho, agradeço pelos ensinamentos e ajuda na discussão dos resultados, tenho muito a aprender com você ainda!

Aos meus pequenos, que mesmo sem saber, não me deixaram desistir, cada foto, cada vídeo e cada momento que passei com vocês preencheram meu coração e me impulsionaram a evoluir. Duda, Gui, Iany, Arthur, Sarinha, Bebelly, Biel, Anthony, Valentina, Lorenzo e Laura, a Táta ama vocês!

Agradeço a todos os meus familiares, de sangue ou de coração, que sempre torceram, acreditaram e rezaram por mim. Suas velinhas acesas, novenas e orações foram essenciais para a conclusão dessa etapa!

Ao meu orientador, Sergius, por me aturar todo esse tempo, mas você sabia onde estava se metendo! Espero um dia ser como você, um professor excelente, um ser humano incrível e um orientador exemplar. Obrigada por todos os ensinamentos, pelas conversas, conselhos, risadas e confiança! Não poderia ter tido um orientador melhor, obrigada por me acolher com tanto carinho!

Agradeço a ESALQ e Pós-graduação em Recursos Florestais, por todo apoio ao longo do mestrado. Agradeço à CAPES, pela bolsa concedida, e à FAPESP, pelo projeto temático número 2013/50718_5, que possibilitaram a realização deste trabalho e a sua divulgação em eventos nacionais e internacionais.

A International Paper por apoiar cada fase desse experimento, fornecendo todas as condições necessárias para seu acontecimento. Em especial ao meu Tio Miguel, Robson e Luiz Mauro, por criarem essa oportunidade incrível. Muito obrigada Elaine, Paulo e Anderson, todos do EHSS Florestal! Não poderia deixar de agradecer aos meus grandes companheiros de campo, João Machado e Gilson, matadores de onça, obrigada pelo trabalho duro e por deixar todas as atividades mais divertidas! Agradeço ao Tião, Batata, Brás, Negão, Pajé e todos os outros que me ajudaram nas atividades de campo, sem vocês nada seria possível!

A todos os amigos do LERF, vocês fizeram essa caminhada mais divertida. Em especial ao Chico, que sempre me ajudou com muita boa vontade e carinho. Aos meus companheiros de laboratório que fizeram as idas ao LERF mais divertidas! Jeanne, Maria e Allan, obrigada pela parceria em busca de sementes e os apuros compartilhados!

Muita gratidão pela Giovana, Sô, que me acolheu de braços abertos, sempre pronta para me ajudar, independente do problema. Sô, você me segurou nos momentos que eu pensei que ia cair, apoiou-me como se fosse uma mãe e sempre me proporcionou os momentos mais felizes, além de me ajudar nas “cuangas” do mestrado! Você é um ser de luz, com um dos corações mais lindos que já conheci!

Agradeço aos meus amigos de Cerquilho e minhas amigas de Piracicaba, por todos os momentos de alegria e lazer que passei com vocês! A Raíssa, Karinne, Marcela, Thiago e Thaís, por serem minha família, meu ponto de paz e minha alegria. No momento que eu mais precisei, vocês estavam lá para me segurar e não me deixar desistir, eu amo vocês! Um agradecimento gigantesco para o Gustavo, meu irmãozinho da pós, por todo o apoio, carinho, conversas, paciência, conselhos e ajudas estatísticas! A minha mamãe de Missoula, Débora, eu sei que eu sou desnaturada, mas tenho muito a lhe agradecer, você é um dos motivos por eu ter conseguido chegar até aqui! As meus amigos que estão distantes fisicamente, mas carrego sempre no coração, Camila, Tamiris, Angel, Baiana, Karin, Mari, Olyvia e Luiz, obrigada por todas as vibrações e suporte. Ao meu presente de Deus, Paris, por ser a melhor amiga que alguém poderia ter, por me entender, apoiar-me e fazer-me sentir as melhores coisas dessa vida!

Aos meus anjinhos encarnados, que me mostraram um novo jeito de viver a vida e de ser feliz, Sílvia, Michele, Eliette e todos do centro espírita! Vocês são os responsáveis pelo meu amadurecimento e despertar, obrigada por nunca desistirem de mim! Vocês foram enviados por Deus para que eu pudesse encontrar meu

caminho! Agradeço a todos aqueles que direta ou indiretamente me ajudaram a trilhar esse caminho, seja com um conselho ou um simples sorriso, vocês deram-me a esperança que eu precisava e me fizeram acreditar num mundo melhor!

“Que eu jamais me esqueça que Deus me ama infinitamente, que um pequeno grão de alegria e esperança dentro de cada um é capaz de mudar e transformar qualquer coisa, pois...

A vida é construída nos sonhos e concretizada no amor.”

Chico Xavier

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1. FASES DA RESTAURAÇÃO	13
2.2. SEMEADURA DIRETA	13
2.3. PLANTIO DE MUDAS	16
2.4. CONTROLE DE GRAMÍNEAS INVASORAS	17
2.5. QUEBRA DA DOMINÂNCIA APICAL	19
3. OBJETIVOS.....	21
3.1. SEMEADURA DIRETA (DEZEMBRO DE 2016 - ABRIL DE 2017).....	21
3.2. PLANTIO DE MUDAS (OUTUBRO DE 2017 – JULHO DE 2018)	21
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	23
4.2. SEMEADURA DIRETA	25
4.2.1. Escolha das espécies	25
4.2.2. Delineamento Experimental.....	28
4.2.3. Implantação e Condução do Experimento	28
4.2.4. Coleta e Análise dos dados	29
4.3. PLANTIO DE MUDAS	30
4.3.1. Escolha das espécies	30
4.3.2. Delineamento Experimental.....	31
4.3.3. Implantação e condução do experimento	32
4.3.4. Coleta e Análise dos Dados	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1. SEMEADURA DIRETA	35
5.2. PLANTIO DE MUDAS.....	42
5.2.1. Sobrevivência das espécies arbóreas.....	42
5.2.2. Espécies de Recobrimento	45
5.2.2.1. Altura.....	45
5.2.2.2. Bifurcação	46
5.2.2.3. Área da Copa.....	48
5.2.3. Espécies de Diversidade.....	50
5.2.3.1. Altura.....	50
5.3. COBERTURA DE GRAMÍNEAS INVASORAS	50
5.4. CUSTOS.....	56
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
7. CONCLUSÃO.....	63
REFERÊNCIAS	65
ANEXOS.....	83

RESUMO

Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda

Ações de restauração ecológica muitas vezes são requeridas como ferramentas para adequação de propriedades rurais às leis vigentes, para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos em áreas públicas e privadas. Deste modo, o desenvolvimento de métodos de baixo custo e que possam ser aplicados em larga escala tem grande relevância ecológica, econômica e social, pois além de aplicados em médias e grandes propriedades, têm especial aptidão para serem usados pelos pequenos proprietários. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo geral: i) avaliar, por meio de dois experimentos, a sobrevivência e o crescimento de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual introduzidas por meio de semeadura direta ou plantio de mudas; e ii) avaliar a possibilidade de se controlar as gramíneas competidoras nas entrelinhas por meio da capina tradicional, da criação de um dossel transitório nas entrelinhas pela semeadura de milho, ou pelo aumento da área das copas via poda da gema apical das espécies de recobrimento. O primeiro experimento constituiu-se da semeadura direta de 36 espécies arbustivo-arbóreas aliada ao plantio de milho na entrelinha como forma de controle de gramíneas invasoras. Resultados mostram que 77,8 % das espécies semeadas emergiram, o número de indivíduos encontrado, quando comparado ao número de indivíduos esperados, representou apenas 8% dos mesmos. As espécies com maiores taxas de emergência foram *Hymenaea courbaril*, *Pterogyne nitens*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Peltophorum dubium* e *Mabea fistulifera*, representando mais da metade dos indivíduos encontrados. Com relação ao plantio do milho, observou-se que sua presença controlou como desejado as gramíneas invasoras. No segundo experimento, realizou-se o plantio em linhas de mudas de espécies arbóreas aliado a duas estratégias para controle de gramíneas invasoras, criação de um dossel transitório pelo plantio do milho nas entrelinhas, ou a indução do aumento da área das copas de indivíduos das espécies de recobrimento por meio da poda de suas gemas apicais. A sobrevivência dos indivíduos não foi influenciada pela presença do milho e poda das gemas apicais das espécies de recobrimento. O número de bifurcações dos indivíduos podados aumentou. Todavia, a área da copa foi, até os nove meses de observação aqui realizados, menor nos indivíduos podados do que nos não podados. O plantio de milho nas entrelinhas evitou que a área fosse colonizada significativamente por gramíneas invasoras, exercendo um controle sobre essas espécies similar àquele do controle tradicional com capina química. Logo, a utilização do milho para controle de gramíneas é indicada nas ações de restauração, por proporcionar a redução dos custos de restauração, reduz-se os riscos de contaminação química do meio ambiente e do trabalhador rural, e possibilita uma geração de renda proveniente da produção do milho. Além das vantagens ecológicas e econômicas, o milho apresenta uma vantagem social, pois ele torna a prática da restauração mais atrativa para os pequenos produtores, e como consequência há um maior envolvimento dos mesmos nas ações de adequação ambiental de suas propriedades.

Palavras-chave: Restauração florestal; Cobertura do solo; Quebra da dominância apical; Cobertura com o milho

ABSTRACT

Accelerating the process of tropical forest restoration through the use of transitional coverage or pruning

Ecological restoration actions are often required as tools for adapting rural properties to existing laws for biodiversity, conservation and maintenance of ecosystem services in public and private areas. Thus, it is necessary to develop techniques that present affordable costs of implantation and maintenance, and that provide a diversification of the income of the owner, through a direct and short term economic return. In this context, the present study aims to evaluate, through two experiments, the survival and growth of individuals of shrub-tree species of the Semideciduous Seasonal Forest introduced through direct sowing or planting of seedlings, and the possibility and differences in controlling invasive grasses between the lines through traditional weed control, the creation of a transitional canopy between the lines by sowing maize, or by increasing the area of the canopies via pruning of the apical bud of some species. The first experiment consisted of the direct seeding of 36 shrub-tree species of the Semideciduous Seasonal Forest allied to the planting of maize in the interline as a form of control of invasive grasses. The results of this experiment show that 77.8% of the seeded species emerged, the number of individuals found when compared to the expected number of individuals, represented only 8% of it. The species that most stood out were *Hymenaea courbaril*, *Pterogyne nitens*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Peltophorum dubium* and *Mabea fistulifera*, representing more than half of the individuals that were found. Regarding the planting of maize, it was observed that its presence controlled the invading grasses as desired. In the second experiment, planting was carried out in seedling lines of arboreal species of the Semideciduous Seasonal Forest with two strategies to control invasive grasses: (i) the creation of a transitional canopy by the planting of maize between the lines; (ii) the induction of the individuals crown area increase of the species from the covering group by pruning their apical buds. The survival of all individuals was not influenced by the presence of maize and pruning of the apical buds of the covering group species. There was no difference between the death of pruned and non pruned individuals, and pruning increased the number of bifurcations of individuals. However, the crown area was, up to nine months of observation, smaller in pruned individuals than in non pruned individuals. Maize planting between the lines prevented the area from being colonized significantly by invasive grasses, controlling these species development in a similar way of the traditional control with herbicide application, thus showing an alternative to it. Therefore, its use is indicated in the restoration actions as reductions in restoration costs are possible in controlling the grasses with this method as well as providing a possible generation of income from the maize production. In addition to the ecological and economic advantages, maize has a social advantage, since it makes the restoration practice more attractive for small producers. Consequently there is a greater involvement of the same in the restoration and environmental conservation actions.

Keywords: Forest restoration; Soil coverage; Breakage of apical dominance; Coverage with maize

1. INTRODUÇÃO

No cenário mundial de intensa degradação dos ecossistemas que é encontrado atualmente, destacam-se os hotspots de biodiversidade como aqueles que mais necessitam de ações imediatas de conservação e restauração (Myers *et al.*, 2000). Os hotspots de biodiversidade são definidos como aqueles que apresentam um elevado grau de endemismo e estão submetidos à elevadas taxas de degradação (ameaçados) (Myers *et al.*, 1988). Em função desse elevado endemismo, caracterizado por espécies que se desenvolvem em regiões restritas, esses ecossistemas carecem de ações de preservação e conservação visando a proteção da sua biodiversidade e seus processos ecológicos (Mittermeier *et al.*, 2011; Rezende *et al.*, 2018a). Para favorecer a restauração ecológica desses e de outras regiões, muitos esforços de pesquisa vêm sendo feitos em todo o mundo, visando a aumentar a previsibilidade dos métodos de restauração empregados e a redução dos custos dessas técnicas.

Esse quadro atual de degradação deve ser revertido, uma vez que áreas degradadas não contribuem para a preservação ambiental e para o desenvolvimento econômico. Além do mais, políticas públicas exercem uma grande pressão para que haja o cumprimento da legislação ambiental, geralmente pela restauração ecológica das mesmas, nessas áreas que se encontram em um estado degradado. Ações de restauração ecológica (SER, 2004) muitas vezes são requeridas como ferramentas para adequação de propriedades rurais às leis vigentes, para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos em áreas públicas e privadas. Também são um instrumento essencial para a mitigação dos impactos negativos provenientes das ações antrópicas no meio ambiente (Chazdon, 2008; Benayas *et al.*, 2009).

A restauração ecológica é definida como o processo intencional que visa a desencadear, facilitar ou acelerar a construção de uma comunidade florestal semelhante à pré-existente (Brancalion *et al.*, 2015). Sendo assim, a restauração é uma prática que acelera o processo de reestruturação dos ecossistemas, bem como o reestabelecimento de sua estrutura e composição florística, processos ecológicos, sustentabilidade e conectividade entre fragmentos (Clewelly e Aronson, 2007). Dessa forma, a restauração de florestas tem como objetivo o favorecimento da ocorrência dos processos ecológicos que estão ligados à manutenção do ecossistema, assim como a restauração da biodiversidade local, por meio de técnicas como plantio, condução e manejo de espécies florestais nativas (Kageyama *et al.*, 2003). O planejamento das técnicas ou conjunto de técnicas a serem utilizadas na restauração é um processo dinâmico que depende da situação física e ecológica em que se encontra a área degradada. Esse planejamento deve ser baseado em conhecimentos básicos sobre ecologia, demografia, genética, biogeografia e o histórico da região (Kageyama e Gandara, 2003), de modo que não existe uma estratégia única de restauração, cada caso é único e exige um estudo prévio da área, considerando as suas condições atuais edafoclimáticas, os fatores de degradação e seu potencial de regeneração natural (Kageyama e Gandara, 2004; Davide, 2013; Brancalion *et al.*, 2015).

A condução da regeneração natural é uma técnica que tem restaurado mais áreas a um menor custo, quando comparada com outras ações de restauração. Entretanto, para a implantação dessa técnica é necessário que o ecossistema a ser restaurado apresente certo grau de resiliência, caso contrário, as chances de sucesso na utilização da regeneração natural serão inexistentes ou bem pequenas (Benayas, 2005). Alternativas para casos como esse, onde o potencial de regeneração é baixo, seriam aquelas que envolvem métodos de restauração como o plantio de mudas e a semeadura direta, uma vez que essas técnicas, quando bem aplicadas, têm a capacidade de acelerar o processo de restauração ecológica dos ecossistemas florestais (Benayas, 2005). Além de promoverem uma rápida cobertura do

solo por meio do crescimento das espécies introduzidas, essas técnicas alternativas têm o poder de acelerar a produção de serapilheira e consequentemente a ciclagem de nutrientes (Celentano *et al.*, 2011), promovendo assim a recuperação do ecossistema como um todo (biodiversidade, processos, ciclos, interações entre espécies).

Frente à crescente demanda brasileira e global pela restauração de florestas tropicais, o desenvolvimento de métodos alternativos de menor custo e que possam ser aplicados em larga escala tem grande relevância ecológica, econômica e social, pois além de aplicados em médias e grandes propriedades, têm especial aptidão para serem usados pelos pequenos proprietários. Esses, em geral, não possuindo reservas de capital necessárias para investir na restauração das mesmas ou não podendo obter retorno econômico direto com essa atividade, optam por não investir em programas de restauração (Engel e Parrota, 2001; Davide, 2013). Portanto é necessário desenvolver técnicas que apresentem custos acessíveis de implantação e manutenção, e que possam, até nas fases iniciais do processo de restauração, proporcionar uma diversificação da renda do proprietário, por meio de um retorno econômico direto e em menor prazo (Moraes *et al.*, 2013; Rezende *et al.*, 2018b).

O presente estudo enquadra-se nessa perspectiva e avaliou a eficiência de dois métodos de introdução em linha de espécies nativas arbóreas (plantio e semeadura direta) e de três formas de se controlar gramíneas invasoras nas entrelinhas (capina química, criação de um dossel transitório com milho e poda de espécies arbóreas de crescimento rápido para aumento de copas e sombreamento das invasoras). Dessa forma, o objetivo geral desse trabalho é avaliar, através de dois experimentos, a sobrevivência e o crescimento de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual introduzidas através de semeadura direta ou plantio de mudas, e a possibilidade e as diferenças em se controlar as gramíneas competidoras nas entrelinhas através da capina tradicional, pela criação de um dossel transitório nas entrelinhas com a semeadura de milho, ou pelo aumento da área das copas via poda da gema apical das espécies de recobrimento.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fases da Restauração

O processo de restauração de florestas tropicais pode ser dividido em três fases distintas, a saber, estruturação, consolidação e maturação (Brancalion *et al.*, 2015). A primeira fase implica na criação de um habitat florestal sombreado, proveniente da formação de um dossel fechado dominado por espécies pioneiras (e algumas espécies secundárias iniciais), que terá vida relativamente curta, e que deverá ser substituído por um dossel de vida longa dominado por espécies secundárias iniciais durante a segunda fase. A terceira fase, tendo duração indefinida e sendo uma consequência das fases anteriores, é caracterizada pelo acúmulo ao longo dos anos, de novas espécies de diferentes formas de crescimento e de biomassa, sendo o dossel altamente influenciado pela dinâmica de clareiras. Dessa forma, seja qual for o método de restauração empregado, ele deve ser capaz de criar a primeira fase, garantir o sucesso da segunda e, se possível, encaminhar o desenvolvimento da terceira.

Uma restauração florestal bem-sucedida tem como resultado um ecossistema florestal que apresente grande diversidade, similaridade à referência e consiga auto perpetuar-se ao longo do tempo (Brancalion *et al.*, 2015). Para facilitar a seleção e o uso de espécies arbustivo-arbóreas na restauração ecológica dessas comunidades florestais, pode-se classificá-las em “grupos de plantio”, que organizam as espécies utilizadas na restauração em dois grupos denominados grupo de recobrimento e grupo de diversidade (Rodrigues *et al.*, 2001; Rodrigues *et al.* 2003a, 2003b, 2003c; Lopes *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004). As espécies que compõem o grupo de recobrimento são aquelas que criarão um ambiente inicial favorável, que desencadeará o processo de restauração da área, enquanto as espécies do grupo de diversidade são aquelas que garantirão a evolução das fases da comunidade florestal ao longo do tempo (Nave, 2005). O grupo das espécies de recobrimento é constituído por espécies que apresentam um rápido crescimento, boa cobertura do solo, tolerância a altos níveis de luz, e ciclo de vida mais curto, sendo composto por algumas espécies pioneiras e algumas secundárias iniciais. Já as espécies que se caracterizam por apresentarem menor cobertura de copa ou um crescimento mais lento, ou ambos os aspectos, irão compor as espécies do grupo de diversidade, ou seja, algumas espécies pioneiras, algumas secundárias, e todas clímaxes (sub-bosque e dossel) que apresentam relevantes papéis ecológicos na floresta em restauração.

Dispondo-se das muitas espécies da formação florestal desejada, pertencentes aos diferentes grupos de status sucessional, as espécies devem, então, ser alocadas nos grupos de plantio/semeadura, ou seja, no grupo das espécies de recobrimento, as quais devem garantir a fase de estruturação, ou seja, promover a rápida (dois anos) formação de uma floresta jovem com dossel contínuo e sub-bosque sombreado, e no grupo das espécies de diversidade, que garantam a fase de consolidação e maturação, ou seja, fornecendo espécies secundárias iniciais em idade, abundância e distribuição espacial adequadas (Brancalion *et al.*, 2015).

2.2. Semeadura Direta

A semeadura direta é um método de restauração onde as sementes são depositadas de forma direta na área a ser restaurada, para produzirem *in situ* as plântulas desejadas. Existem três formas de se realizar a semeadura direta: a lanço em toda área, semeadura em linhas ou em pontos (Barnett e Baker, 1991). O emprego desse método vem sendo frequente em diversos países para a restauração de espécies arbustivas e arbóreas, uma vez que é ideal em

condições onde as fontes naturais de propágulos estão pouco acessíveis ou inexistem nas proximidades do local degradado, bem como em locais de difícil acesso, ou onde as condições apresentadas pelo solo tornam o plantio de mudas inviável (Close e Davidson, 2003; Willoughby, 2004).

Essa técnica é uma das alternativas viáveis para a restauração ecológica de áreas degradadas (Santos Junior, 2000; Camargo *et al.*, 2002; Araki, 2005; Aquino, 2006; Iserhagen, 2010), visto que ela pode ser empregada com diferentes finalidades, por exemplo, reintrodução de espécies necessárias para dar início a um processo de restauração em áreas degradadas, aumento do número de indivíduos de algumas populações (adensamento), ou ainda, para enriquecer, com algumas espécies, áreas em restauração ou fragmentos florestais degradados (Rodrigues e Gandolfi, 2000; Camargo *et al.*, 2002; Bonilla-Moheno e Holl, 2009; Iserhagen, 2010).

Do ponto de vista operacional e econômico, a semeadura direta pode apresentar algumas vantagens em relação ao plantio de mudas, uma vez que o custo das sementes pode ser menor que o das mudas, o transporte das sementes para o campo demanda menor gasto que o transporte de mudas, a abertura de covas ou sulcos usados na semeadura podem ser de execução mais barata do que as empregadas em plantios, o número de trabalhadores e o número de horas necessárias para semear um hectare podem ser menores em comparação ao plantio de mudas na mesma área (Doust *et al.*, 2006). A germinação *in situ* tem a possibilidade de favorecer a sobrevivência e o estabelecimento das plântulas, uma vez que todo plantio de mudas é na realidade um transplante desde uma condição diversa, em geral um viveiro, até o campo, podendo a plântula não se aclimatar à condição em que é transplantada, ou demandar maiores investimentos para fazê-lo (p.ex., irrigação). Além disso, esse método não apresenta limitações para o desenvolvimento das raízes, como se observa na produção de mudas (Flores-Aylas, 1999; Dureyca, 2000; Close e Davidson, 2003) e também pode ser uma opção em regiões onde inexistem viveiros de espécies nativas produzindo as mudas desejadas, ou quando essas são excessivamente caras. Embora o dado seja antigo, Engel e Parrota (2001) observaram que o custo do plantio de mudas ficaria entre US\$ 1200 e US\$ 2500 ha⁻¹ enquanto que por semeadura direta este custo seria reduzido para US\$ 912 até US\$ 745 ha⁻¹.

Como qualquer método de restauração, a semeadura direta também apresenta dificuldades, por exemplo, parte das sementes obtidas pode ter sido colhida sem um completo amadurecimento dos frutos, ou pode não ter sido armazenada em condições ideais, não estando apta a germinar. Outro aspecto a ser considerado é que diferentes espécies florestais podem apresentar baixa viabilidade ou diferentes requerimentos para germinar (p.ex., quiescência ou dormência) (Lamb, 2011), demandando diferentes microssítios de germinação. Todavia, comumente as sementes são semeadas em campo numa única condição de germinação e estabelecimento (De Steven, 1991), não havendo também controle sobre as condições ambientais necessárias à germinação em campo. Esses e outros fatores podem resultar em taxas de germinação imprevisíveis, ou na ausência de germinação de algumas espécies, bem como alta mortalidade de plântulas no primeiro ano (Falck, 2005) ou, em certos casos, na necessidade de elevada manutenção dos indivíduos emergidos nos seus primeiros dois anos de vida (Araki, 2005).

Para que a semeadura seja bem-sucedida é importante que se crie, da melhor forma possível, um ambiente com condições propícias para que o processo de germinação ocorra de maneira rápida. Segundo Araki (2005), quando as sementes estão em contato com a parte mineral do solo e apresentam uma camada de cobertura apropriada, a germinação é favorecida. O recobrimento das sementes atua na manutenção da umidade nas camadas superficiais, resultando em uma emergência mais homogênea, além de proteger as sementes contra chuvas fortes, irrigação e variações de temperatura na superfície do solo (Aguirre, 2012). O sucesso também é dependente da ocorrência de chuvas, para manter constante a disponibilidade de água no solo durante as fases de germinação e estabelecimento de plântulas. O preparo do solo anterior à semeadura também pode favorecer a germinação, uma

vez que beneficia a absorção de água pelo solo, e também o estabelecimento das plântulas, reduzindo as barreiras físicas para a aprofundamento das raízes das plântulas recém emergidas e aumentando a disponibilidade de nutrientes para seu posterior desenvolvimento (Santos Junior, 2000).

Nos últimos anos, tem-se observado o aumento da utilização da semeadura direta como método de restauração florestal (Ruiz-Jaen e Aide, 2005) e, assim, a seleção de espécies a serem empregadas na semeadura direta deve ser baseada no modelo de fases do processo de restauração. Portanto, a escolha de espécies não pode ser feita apenas com base em aspectos práticos (p.ex., as espécies disponíveis para venda com muitas sementes), econômicos (p.ex., as espécies de sementes mais baratas), ou restritos a atributos de germinação (p.ex., espécies com alta taxa de germinação), devendo também considerar que as espécies empregadas sejam capazes de germinar em campo, formando árvores capazes de garantir no mínimo (em paisagens pouco fragmentadas) a fase de estruturação, ou (em paisagens muito fragmentadas) a fase de estruturação e de consolidação (Brancalion *et al.*, 2015). Todavia, aquelas espécies que não são consideradas adequadas à semeadura direta podem ser introduzidas nas áreas em restauração por outros meios, como o plantio de mudas ou regeneração natural. Portanto, o conhecimento da biologia e ecologia das espécies florestais que se pretendem semear é fundamental, para que se possa recriar localmente as populações e a comunidade florestal desejada.

Segundo a revisão de Palma e Laurence (2015) a maioria dos estudos de semeadura direta utilizam uma média de dez espécies, entretanto, o ideal, sobretudo nas paisagens altamente fragmentadas e ameaçadas como as do Bioma Mata Atlântica (Engel e Parrota, 2001; Metzger *et al.*, 2009), é necessário que se utilize grande riqueza de espécies de ambos os grupos de plantio, de forma a garantir efetivamente que processos ecológicos responsáveis pela formação e manutenção de comunidades florestais surjam de forma rápida na área em processo de restauração. Dispondo-se das muitas espécies da formação florestal desejada, pertencentes aos diferentes grupos de status sucessional, as espécies devem então ser alocadas nos grupos de plantio/semeadura, ou seja, no grupo das espécies de recobrimento que devem garantir a fase de estruturação, e no grupo das espécies de diversidade que garantam a fase de consolidação (Brancalion *et al.*, 2015).

No processo de seleção das espécies, a etapa mais complexa e custosa é a obtenção das sementes (Mortlock, 2000), uma vez que o número de espécies disponibilizadas no comércio é pequeno e faltam coletores experientes (Gibson-Roy *et al.*, 2010). Dessa maneira, as espécies selecionadas e a quantidade de sementes a ser utilizada muitas vezes é limitada à disponibilidade de sementes, ao invés de ser definida por parâmetros ecológicos do ecossistema a ser restaurado (Araki, 2005; Burton *et al.*, 2006).

A definição da densidade adequada de sementes a serem empregadas em campo constitui-se ainda um dos maiores desafios práticos da semeadura direta visando à restauração florestal, pois se feita em densidade muito pequena pode não produzir o estabelecimento de populações autossustentáveis e não permitir um efetivo sombreamento e o controle de gramíneas invasoras, ao passo que, se em densidade elevada, pode aumentar a competição entre indivíduos, com consequente aumento de mortalidade e elevação dos custos de manutenção (Burton *et al.*, 2006). Nos estudos de Flores-Aylas (1999) observou-se que o aumento na densidade de sementes não é suficiente para assegurar que a semeadura será bem-sucedida, este aumento deve ser associado com um preparo inicial da área a ser semeada. O preparo do solo, prévio à semeadura, minimiza as barreiras físicas que podem afetar o desenvolvimento radicular das plântulas, disponibiliza os nutrientes posicionados nas camadas mais profundas do solo e facilita a absorção de água (Santos Junior, 2000).

2.3. Plantio de Mudas

Uma das primeiras técnicas de restauração ecológica utilizadas no Brasil, o plantio de mudas, é ainda a técnica mais empregada para a restauração de áreas que se encontram em alto grau de degradação, reduzida resiliência, com dominância de espécies exóticas invasoras e poucos ou nenhum fragmento remanescente em seu entorno (Ferreira *et al.*, 2007; Brancalion *et al.*, 2015). Embora seja uma das técnicas mais onerosas, é altamente recomendada, dado que as áreas a serem restauradas encontram-se em um alto grau de degradação, são ausentes de espécies *in situ* e os remanescentes florestais na paisagem são raros. Dessa forma, geralmente as áreas não possuem potencial de regeneração natural, o que leva à escolha de técnicas que apresentam sucesso nessas condições (Uhl *et al.*, 1988; Parrotta e Knowles, 1999; Camargo *et al.*, 2002, Brancalion *et al.*, 2015). Sua preferência também se deve ao fato desse método ser aquele que permite maior controle e, portanto, maior previsibilidade no desenvolvimento temporal do processo de restauração (Barbosa *et al.*, 2017), previsibilidade essa que é o principal objetivo perseguido pelo restaurador, ao permitir uma eficiência ecológica, garantir os investimentos feitos e possibilitar rápida satisfação das demandas sociais.

O plantio convencional de mudas inicialmente era caracterizado pelo plantio de qualquer espécie florestal, inclusive exóticas que poderiam vir a se tornar invasoras posteriormente. O plantio tinha o objetivo de proteção da água e do solo e era embasado somente em características silviculturais e na formação de uma fisionomia florestal, deixando de lado os aspectos ecológicos. (Bellotto *et al.*, 2009). Posteriormente, essa técnica foi ganhando embasamento ecológico, quando passaram a ser levados em consideração os processos ecológicos responsáveis por estruturar e manter a comunidade restaurada, como a sucessão ecológica e a dinâmica de clareiras (Isernhagen *et al.*, 2009). Portanto, passou-se a utilizar alta diversidade de espécies nos plantios, somente espécies nativas da região a ser restaurada e levar em consideração a ideia de grupos sucessionais. Atualmente as espécies são alocadas em grupos de plantio divididos entre recobrimento (ou recobrimento) e diversidade os quais se encaixam melhor nos objetivos da restauração.

Assim como na semeadura direta ou em qualquer técnica de restauração ecológica, a escolha das espécies é uma etapa crucial para o sucesso dos projetos. Primeiramente, as espécies escolhidas devem ter o potencial de estruturar um dossel juvenil que irá recobrir rapidamente a área a ser restaurada, atuando positivamente no controle de gramíneas invasoras e catalisando a restauração, seja por meio do favorecimento do estabelecimento de mudas do grupo de diversidade (Brancalion *et al.*, 2015) ou da melhoria das condições para a ocorrência de vida animal que possivelmente atuará como polinizadora e dispersora. Para que esse objetivo seja atendido, deve-se atentar à densidade de mudas utilizadas, levando em consideração o capital necessário para a compra das mudas e a expectativa de recobrimento da área. A densidade de mudas mais utilizada atualmente nos projetos de restauração é de 1.666 mudas por hectare, em um espaçamento de 3 x 2m, densidade essa que, segundo Rodrigues *et al.* (2009), resulta na cobertura da área a ser restaurada após dois anos da sua implantação.

O plantio de mudas, ao ser comparado com a semeadura direta, apresenta maior taxa de sobrevivência, o que justifica sua ampla utilização nos projetos de restauração. Uma grande vantagem do plantio de mudas é a possibilidade de mecanização, que tem o poder de diminuir o tempo para a instalação dos projetos e ainda reduz a possibilidade de erros na etapa de implantação, uma vez que essa técnica já é bem desenvolvida tecnologicamente, apresentando soluções para vários casos, que vão desde a produção das mudas até o seu plantio em campo, garantindo assim maior sobrevivência e estabelecimento das mudas (Hüller, 2011). Os maiores desafios encontrados à prática dessa técnica são relacionados à escolha das espécies que irão incentivar a autoperpetuação da área a ser

restaurada, à utilização de grupos que criarão ambientes favoráveis para a restauração da diversidade de funções encontradas no ecossistema de referência, à inclusão do conceito genético na restauração (utilizar elevada diversidade genética nos plantios), à utilização de formas de crescimento além de arbóreas e arbustivas (Brancalion *et al.*, 2015).

Ferreira *et al.* (2002) ressaltam a importância de se realizarem pesquisas com o intuito de avaliar práticas que, aliadas ao plantio de mudas, podem oferecer algum resultado além do que normalmente é esperado, que promoverão uma redução de custos e conjuntamente potencializarão a restauração dos processos ecológicos.

2.4. Controle de Gramíneas Invasoras

Uma espécie exótica invasora é aquela espécie que não faz parte da composição natural do ecossistema, sendo que sua introdução tem o potencial de modificar os processos, funções e/ou serviços ecossistêmicos, ocasionando impactos negativos de âmbito econômico e ambiental (Mooney & Hobbs, 2000; Espíndola *et al.*, 2005; Simberloff, 2010). Essas espécies são caracterizadas, principalmente, pelo seu alto potencial competitivo e capacidade de colonizar e dominar uma ampla variedade de ambientes (Valéry *et al.*, 2008). Os distúrbios naturais e aqueles causados pela ação humana facilitam a colonização de áreas por gramíneas invasoras, visto que eles tornam os ambientes mais susceptíveis, diminuindo sua resiliência, e, conseqüentemente, a resiliência de suas espécies nativas que se encontram em desvantagem em comparação com às espécies invasoras, por apresentarem menor potencial competitivo (Moyle & Light, 1996; Pimentel *et al.*, 2005).

A grande maioria das gramíneas invasoras encontradas no Brasil é de origem africana e foi introduzida de forma acidental ou com objetivos econômicos, encontrando-se amplamente distribuída em todos os ecossistemas brasileiros e sendo responsável pelo desaparecimento de espécies nativas, consequência do seu alto poder competitivo e de sua agressividade (Pivello *et al.*, 1999; Matos & Pivello, 2009). A biologia das gramíneas invasoras justifica o seu alto potencial competitivo através de aspectos como seu metabolismo C4, que possibilita a colonização de áreas sem cobertura vegetal e com alta incidência solar; suas altas taxas de crescimento, rebrota e regeneração; alta taxa fotossintética e eficiente absorção de nutrientes do solo, apresentando bom desempenho em solos pobres em nutrientes; reprodução eficiente, explicada pela intensa produção de propágulos de forma assexuada e sexuada, e de dispersão dos mesmos, aliada a uma alta taxa de germinação de suas sementes; e sua característica heliofila (Coutinho, 1982; Baruch *et al.*, 1985; D'Antonio & Vitousek, 1992; Freitas, 1999; Pivello *et al.*, 1999).

Uma das maiores barreiras encontradas na prática da restauração ecológica é a presença de gramíneas invasoras que, por meio da competição (Toledo *et al.*, 2001) e alelopatia, podem tornar-se um obstáculo para a emergência e/ou ao desenvolvimento das espécies desejadas (Souza *et al.*, 2003). É muito comum a presença de gramíneas nas áreas a serem restauradas, o que apresenta um grande desafio para a restauração das mesmas, pois essas gramíneas são agressivas e competem com as mudas plantadas ou com sementes recém germinadas por nutrientes, água e luz (Aguirre, 2012). Uma forma de solucionar este problema é o monitoramento e constante capina da área plantada ou semeada (manutenção) para reduzir a ocorrência de espécies invasoras, no entanto, essa é uma atividade que aumenta significativamente o custo de implantação (Davide *et al.*, 2000).

O controle dessas gramíneas é fundamental para o desenvolvimento ambiental e agrícola do país, dado que essas espécies apresentam-se como um filtro ecológico muito intenso (Brancalion *et al.*, 2015). Intervenções são necessárias e apresentam como objetivo principal a diminuição da densidade de gramíneas invasoras e o controle da sua dispersão e distribuição no território brasileiro. Segundo Brancalion *et al.* (2015), essas intervenções ou métodos

de controle podem ser divididos em três categorias: controle mecânico, de manejo e químico. O primeiro refere-se à utilização de técnicas que ocasionam lesões físicas nas plantas consideradas invasoras, como capina manual com enxadas, roçagem, queimadas e práticas de preparo do solo.

Além de atuar na melhoria do microssítio, o preparo do solo também é essencial para o controle mecânico de gramíneas invasoras, uma vez que o revolvimento do solo pode eliminar grande parte dessas gramíneas por meio da trituração e também retarda o desenvolvimento das plantas remanescentes (Donath *et al.*, 2007; Kiehl *et al.*, 2010). Esse benefício de controle depende muito das espécies de gramíneas presentes na área degradada, pois em muitos casos o revolvimento do solo expõe as sementes dormentes de gramíneas ao sol, favorecendo a sua germinação e estabelecimento, aumentando assim a sua presença localmente. Nesses casos, faz-se necessária a adoção e/ou integração de diferentes técnicas de controle para que não ocorra o reinfestamento da área.

As técnicas de manejo são aquelas que normalmente interferem no desenvolvimento das gramíneas por meio da diminuição da intensidade de luz que chega até elas. Segundo Cabin *et al.* (2002), a maioria dessas espécies invasoras são intolerantes à sombra e podem ser eliminadas por espécies nativas de rápido crescimento que fornecem uma boa cobertura da área em um curto prazo, logo o grupo de recobrimento apresenta papel primordial no controle de espécies invasoras, resultando numa possível redução dos custos com controle de gramíneas (Rodrigues, 2010). Portanto, a diminuição do nível de luz por meio do fechamento do dossel promove melhorias nas condições do microssítio, tornando-o ideal para o estabelecimento de indivíduos de diversidade, além de atuar no controle de plantas invasoras (Nave e Rodrigues, 2007).

O controle de gramíneas nas entrelinhas de plantios ou semeaduras é comumente feito por meio de capina, seja ela manual, mecanizada ou química. Todavia, culturas anuais também podem ser utilizadas no seu controle, uma vez que podem produzir até 60% de sombra, impedindo que ocorra o desenvolvimento dessas gramíneas (Silva *et al.*, 2015a). Do ponto de vista ecológico, uma cultura anual tem o potencial de melhorar as características físicas e químicas do solo, fornecendo um microssítio mais apropriado para o crescimento e desenvolvimento de espécies nativas (Balandier *et al.*, 2009; Vieira *et al.*, 2009). Além da vantagem ecológica, a utilização momentânea, por até dois anos, de uma cultura anual (vários ciclos de plantio) na entrelinha de um plantio ou semeadura pode ser uma maneira de manter uma oferta local de comida, ou aumentar a renda e o interesse de proprietários rurais para que o plantio florestal estabelecido crie um dossel fechado. Silva *et al.* (2015a), constataam que estudos sobre os impactos das espécies anuais sobre as espécies nativas são necessários, devendo ser avaliados futuramente.

Outras opções para se realizar o controle das gramíneas invasoras são os métodos de controle químico, que atualmente são os mais utilizados em todo o Brasil e, em comparação aos outros, é o método mais oneroso do processo de restauração. Esse método utiliza-se de compostos químicos, comumente denominados herbicidas, que atuam em fases específicas do metabolismo das gramíneas invasoras, impedindo-as de completar as reações químicas, causando sua morte (Martins *et al.*, 2011). Existe uma infinidade de tipos de herbicidas, como aqueles que atuam na germinação de sementes, aqueles que atuam de acordo com o tipo de folha da gramínea e o sistêmico, os quais não são seletivos para nenhum tipo de planta. Dentre os herbicidas, o mais utilizado mundialmente é o glifosato, caracterizado como um herbicida sistêmico e hidrossolúvel, que atua no impedimento da ocorrência da rota do ácido chiquímico, que tem como produtos a fenilalanina, a tirosina e o triptofano, aminoácidos primordiais para a divisão de células meristemáticas e síntese de proteínas (Cole *et al.*, 1983). Trata-se de um herbicida responsável por 60% da renda gerada pela venda de herbicidas não seletivos no mundo (Toledo *et al.*, 2003).

Como o controle de gramíneas invasoras é um dos fatores mais onerosos no processo de restauração florestal, é desejável a criação de novas técnicas que venham a reduzir os custos de controle por meio de capinas químicas ou mecanizadas. Técnicas como a implantação de uma cobertura transitória ou a poda da gema apical de espécies de recobrimento apresentam baixo custo quando comparadas a técnicas tradicionais de controle, além de serem de fácil aplicação no campo em larga escala e de poderem ser utilizadas em plantios, semeaduras, ou mesmo associadas à condução da regeneração natural ou a transferência ou indução do banco de sementes do solo (Brancalion *et al.*, 2015).

2.5. Quebra da Dominância Apical

A dominância apical é definida por Cline (1991) como uma inibição advinda do ápice do caule que impede o desenvolvimento das gemas laterais. Quando a dominância apical é retirada, ocorre um maior desenvolvimento de ramos laterais (Taiz e Zeinger, 2004) e, como consequência, tem-se a possibilidade de formação de uma copa mais ampla, fornecendo maior recobrimento do solo (Magnin, 2014). Os fatores que regulam esse fenômeno são os nutrientes, hormônios, luz e gravidade (Cline, 1991). O corte da gema apical acontece de forma natural, como consequência da ação predatória ou dos ventos, e por meio da ação antrópica, utilizando-se de técnicas como a poda do ápice caulinar ou a poda química com a utilização de hormônios.

A estrutura da copa é fortemente influenciada pela dominância apical, fenômeno que controla a bifurcação e o formato das copas de acordo com as condições microclimáticas locais (Cline, 1991; Ongaro e Leyser, 2007). Tal fato influencia diretamente o potencial de reprodução das espécies, dado que a absorção de radiação e sincronismo de florescimento das plantas acontece em função da arquitetura da copa (Ward e Leyser, 2004). Frente a esse grande potencial, têm-se desenvolvido novas técnicas de manejo baseadas na poda gema apical, com o intuito de modelar espécies utilizadas na ornamentação e causar um aumento na produção alimentícia (Loreti e Pisani, 1990). Muleba *et al.* (1983) observaram que há um aumento da produção de milho decorrente da quebra da dominância apical.

Potencialmente a poda apresenta vantagens ecológicas, como redução no tempo de formação do dossel inicial fechado numa área degradada, criando mais precocemente um habitat florestal favorável à sobrevivência e à regeneração local de espécies tolerantes à sombra tipicamente florestais. Pode atuar também no controle de espécies intolerantes à sombra que estejam competindo com espécies florestais, aumento da fixação de carbono e produção de mais flores e frutos. Embora não existam trabalhos publicados sobre o emprego dessa técnica em restauração de florestas, em estudo recente, a aplicação desse método em espécies da Floresta Estacional Semidecidual mostrou-se promissora, sugerindo que ela tem grande potencial de se tornar acessível e barata (Magnin, 2014).

Uma das maiores vantagens econômicas seria a redução dos custos com ações de controle de gramíneas, uma vez que a poda promove um aumento da área da copa e consequente um sombreamento precoce e maior das gramíneas invasoras, além de tornar a restauração ecológica mais atrativa para proprietários ou financiadores de projetos, pois o custo da poda apical seria mínimo quando comparado ao custo do controle de gramíneas, tornando possível a aplicação de uma mesma quantidade de recursos financeiros para a restauração de mais áreas, ou de áreas maiores.

3. OBJETIVOS

O objetivo geral desse trabalho foi avaliar, por meio de dois experimentos, a sobrevivência e o crescimento inicial de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual introduzidas através de semeadura direta ou plantio de mudas, e avaliar três estratégias para o controle de gramíneas nas entrelinhas do plantio de espécies arbóreas nativas: controle tradicional por meio da capina química, o cultivo de milho nas entrelinhas para criar um dossel transitório que sombreie a entrelinha e poda da gema apical das espécies arbóreas de recobrimento para promover o aumento da área das suas copas e formar mais precocemente o dossel florestal no local, controlando com o sombreamento as gramíneas.

3.1. Semeadura Direta (Dezembro de 2016 - Abril de 2017)

Avaliar a emergência de plântulas semeadas em linhas de espécies arbustivo-arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual, e o controle das gramíneas competidoras nas entrelinhas, por meio da capina tradicional ou da criação de um dossel transitório criado pela semeadura direta de milho.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a emergência de plântulas de espécies arbóreas semeadas para promover a estruturação e a consolidação;
- Comparar se a semeadura de milho nas entrelinhas, sem a posterior execução de capinas, reduz a cobertura local de gramíneas de forma similar à obtida sem a semeadura de milho e com capina química;
- Realizar um levantamento de custos de implantação da semeadura direta.

3.2. Plantio de Mudras (Outubro de 2017 – Julho de 2018)

Avaliar a sobrevivência e crescimento inicial do plantio em linhas de mudas de espécies arbustivo-arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual e avaliar o controle das gramíneas competidoras nas entrelinhas por meio da capina tradicional, da criação de um dossel transitório formado pela semeadura direta de milho, ou da indução do aumento da área das copas de indivíduos das espécies de recobrimento por meio da poda de suas gemas apicais.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar o estabelecimento, a sobrevivência e o crescimento das plântulas das espécies arbóreas plantadas em cada condição de controle de gramíneas;
- Avaliar se a poda da gema apical dos indivíduos plantados das espécies arbóreas de recobrimento interfere na sobrevivência e área da copa desses indivíduos;
- Comparar a eficiência em se reduzir a porcentagem de cobertura de gramíneas nas situações em que o milho foi implantado e onde houve controle químico;
- Avaliar se existe efeito dessas reduções de gramíneas sobre a sobrevivência e o crescimento das mudas das espécies arbóreas plantadas nas linhas adjacentes a esse controle;
- Realizar um levantamento de custos durante toda a execução do experimento.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

O bioma Mata Atlântica, localizado ao longo da costa litorânea brasileira, é constituído por grande diversidade de espécies e apresenta elevado grau de endemismo (Mittermeier *et al.*, 2004), sendo considerado um dos hotspots de diversidade que mais carecem de ações de restauração (Laurance, 2009). No passado esse bioma era representado por uma cobertura de 1,3 milhões de km² que foi reduzida a 28% da sua cobertura original (Rezende *et al.*, 2018a), encontrando-se atualmente em um alto grau de fragmentação e degradação, sendo representado, em sua grande maioria, por fragmentos florestais que não ultrapassam 50 hectares de área total (Ribeiro *et al.*, 2009).

Este bioma é constituído por diversas formações florestais, dentre as quais se ressaltam as Florestas Estacionais Semidecíduais (FES) (Oliveira-Filho e Fontes, 2000; Scarano, 2009), por ser uma das formações que sofreram intensamente com a degradação nos séculos XIX e XX (Oliveira-Filho *et al.*, 1997). As FES ocupavam grandes áreas no estado de São Paulo e foram reduzidas a 8,2% da sua cobertura original (Rodrigues e Bononi, 2008; Aguirre, 2012) devido à pressão exercida por atividades agropecuárias, extração madeireira, atividades de caça e incêndios (Tabarelli *et al.*, 2005).

O município de Espírito Santo do Pinhal, no estado de São Paulo, (Figura 1) está localizado entre as coordenadas 22°11'27"S e 46°44'27"W a uma altitude de 870 metros em relação ao nível do mar (Chaves, 2014). O clima da região é Cwa – representado por um verão quente/chuvoso e inverno seco, com temperaturas elevadas que podem atingir uma média de 23°C (Alvarez *et al.*, 2013).

Figura 1. Foto aérea de parte da Fazenda Horto Paineiras no município de Espírito Santo do Pinhal (SP) em que são indicadas as áreas onde foram implantados os experimentos. Os indicadores amarelos correspondem a disposição do experimento de semeadura direta e os indicadores vermelhos correspondem aos blocos do experimento de plantio de mudas. (Fonte: Google Earth, acesso – outubro de 2016)

Em relação à vegetação, pode-se afirmar que se trata de uma zona ecotonal, caracterizada principalmente pelo contato entre Mata Atlântica e Cerrado (Chaves, 2014). Contudo, predominam componentes da Floresta Estacional Semidecidual na área onde o estudo foi conduzido. Segundo o mapa publicado pelo IBGE – EMBRAPA (2001), o solo do município é predominantemente argissolo vermelho-amarelo e podem ser encontradas porções de latossolo vermelho em pequenas manchas.

O experimento foi conduzido na Fazenda Horto Paineiras, pertencente à empresa International Paper, e sua implantação e monitoramento contou com o apoio logístico da mesma. O histórico de uso e ocupação do solo desta propriedade foi caracterizado pelo cultivo de cana-de-açúcar até o ano de 2003, quando as áreas de produção foram convertidas para a cultura do eucalipto e houve a parcial restauração florestal das áreas de preservação permanente (APP) e de Reserva Legal.

Um dos métodos utilizados foi a condução da regeneração natural, entretanto, como a área encontrava-se dominada por gramíneas invasoras, principalmente pelo capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.) (Figura 2), não se obtiveram resultados satisfatórios, fazendo-se necessário o uso de outras alternativas para reverter o quadro de degradação encontrado na área.

A gramínea exótica invasora *Panicum maximum* Jacq. (capim-colonião) pertence à família Poaceae e é de origem africana, tendo sido introduzida no Brasil colonial com o intuito de se criar pastagens para a produção animal (Silva, 1968). Essa espécie apresenta um alto poder competitivo, sendo classificada como uma espécie invasora agressiva, devido a sua capacidade de formar touceiras resistentes e propagar-se de forma assexuada e através da dispersão de propágulos pelo vento e avifauna (Silva, 1969). Segundo Souza e Batista (2004), trata-se de uma gramínea capaz de se desenvolver no sub-bosque de áreas em restauração, principalmente aquelas áreas onde não houve o fechamento do dossel.

Figura 2. Áreas de preservação permanente da Fazenda Horto Paineiras onde foi implantado o experimento em que se pode observar a grande dominância de gramíneas invasoras (A e B). (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2016).

Os dados mensais referentes à precipitação pluviométrica e temperaturas médias, para a cidade de Espírito Santo do Pinhal, dos anos de 2016, 2017 e 2018, foram obtidos junto a Embrapa Informática Agropecuária e o Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (Cepagri), através do sistema web Agritempo (Figura 3). Os valores anuais para os anos de 2016, 2017 e 2018 foram 1420,89 mm, 1132,19 mm e 977,37 mm, respectivamente.

Figura 3. Precipitação média mensal (A) e temperatura média mensal do ar (B), para a cidade de Espírito Santo do Pinhal (SP), durante o período do estudo (novembro 2016 a agosto de 2018). Fonte: AGRITEMPO (2018).

4.2. Semeadura Direta

4.2.1. Escolha das espécies

No presente experimento, foi feita a semeadura direta em pontos usando-se como referência espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual. Para a criação de uma lista inicial de espécies de interesse, utilizaram-se como critérios de seleção: as espécies de árvores escolhidas deveriam ter ampla distribuição nas FES do estado de

São Paulo, em sua maioria deveriam ser espécies de dossel para a garantir a formação e manutenção desse estrato, deveriam ser espécies arbóreas pioneiras, secundárias iniciais e clímaxes (maioria de dossel e poucas de sub-bosque), para poder garantir as fases do processo de restauração e serem preferencialmente zoocóricas para favorecer a atração de dispersores e um maior aporte de sementes na área em restauração. Sempre que possível também se optou por espécies com sementes de aproximadamente 1cm² ou mais, pois elas tendem a apresentar maiores taxas de germinação e sobrevivência no campo (Doust *et al.*, 2006; Palma e Laurence, 2015; Pellizzaro, 2016).

Com base nos critérios de seleção apresentados e auxílio da literatura obteve-se uma lista inicial de 101 espécies. Todavia, nem sempre foi possível adquirir todas essas espécies, seja pela sua indisponibilidade no mercado ou pelo preço, às vezes, exorbitante. Outro fator importante que interferiu na obtenção das espécies foi a opção por usar apenas sementes recém colhidas (2016) para se obterem espécies com sementes que ainda tivessem maior viabilidade, esperando-se assim uma maior germinação no campo. Apesar da preocupação em se comprarem as sementes de coletores experientes, que atuam no ramo por anos, a riqueza de espécies obtida foi limitada àquelas espécies com maior importância comercial, e então disponíveis. Acredita-se que no futuro, com o desenvolvimento da semeadura direta, crescerá a oferta de espécies para a compra, sendo ideal o uso de pelo menos 80 espécies, como já se emprega em plantios (Rodrigues *et al.*, 2009). Todavia, com as restrições atuais, o número final de espécies empregadas neste estudo foi de 36 espécies (Tabela 1), procedentes de diversos coletores, um número bem menor que o ideal, mas bastante superior ao normalmente empregado em outros estudos (Palma e Laurence, 2015), o que permitiu discutir o potencial da semeadura direta de alta riqueza.

Tabela 1. Espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual utilizadas na semeadura direta no Horto Paineiras, Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), dezembro de 2016. GE= Grupo Ecológico, S/cova= sementes por cova (sujeito à disponibilidade das sementes), P= Pioneiras, NP= não pioneiras e P/NP=espécie se enquadra no grupo das pioneiras e não pioneiras. * O tamanho da semente impossibilitou a sua contagem.

Grupo	GE	Nome Científico	Nome Popular	Síndrome de Dispersão	S/cova
RECOBRIMENTO	P	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	Zoocórica	10
	P	<i>Croton urucurana</i> Baill	sangra-d'água	Autocórica	20
	P	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	Zoocórica	~40
	P/NP	<i>Luebea divaricata</i> Mart. e Zucc.	açoita-cavalo-miúdo	Anemocórica	10
	P/NP	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	saguaragi-vermelho	Zoocórica	20
	NP	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira	Anemocórica	5
	P	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	pau pólvora	Zoocórica	20
	P	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	fumo-bravo	Zoocórica	20
	P	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.)H.S. Irwin e Barneby	fedegoso/piteira	Autocórica	20
	P	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton e Rose	monjoleiro	Autocórica	10
	P	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	capororoca-branca	Zoocórica	10
	P	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	mamoninha	Autocórica	5
	P	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	pau-jangada/algodoeiro	Anemocórica	5
	P	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutambo	Zoocórica	10
	P	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	angico	Autocórica	10
	P	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	pau-jangada/tapiá	Zoocórica	20
DIVERSIDADE	NP	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	chuva de ouro	Autocórica	20
	NP	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro rosa	Anemocórica	10
	NP	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	guarantã	Autocórica	10
	NP	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim	Anemocórica	10
	NP	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	araribá	Anemocórica	5
	NP	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	café-de-bugre	Zoocórica	20
	NP	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. e Eichler ex Miq.) Engl.	aguai	Zoocórica	10
	NP	<i>Lajensia pacari</i> A.St.-Hil.	dedaleiro	Anemocórica	10
	P	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafistula	Autocórica	20
	NP	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo	Anemocórica	10
	NP	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	baga-de-morcego	Zoocórica	2
	P	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba branca	Zoocórica	*
	P	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. e Planch.	maria-mole	Zoocórica	10
	NP	<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo	Zoocórica	10
	NP	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	marinheiro-do-brejo	Zoocórica	3
	NP	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	cabreúva	Anemocórica	10
	NP	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	cereja do mato	Zoocórica	20
	NP	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê felpudo	Anemocórica	10
	NP	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	Zoocórica	5
	NP	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	figueira-branca	Zoocórica	10

Em todas as áreas de semeadura de nativas, o mesmo conjunto de espécies foi empregado, sendo as espécies obtidas subdivididas em dois grupos de semeadura (espécies de recobrimento e espécies de diversidade). A classificação através de grupos funcionais seguiu os moldes do trabalho de Nave e Rodrigues (2007) e a classificação em grupos sucessionais foi baseada na Resolução SMA57, 05/06/2016 e no livro de Barbosa (2017).

No cálculo do número de sementes empregadas levou-se em consideração a pressuposição de três taxas de emergência que seriam relacionadas ao tamanho da semente, ou seja, para sementes maiores considerou-se uma

taxa de 40%, sementes médias de 20% e sementes pequenas de 10%. Aliada a essa taxa de emergência considerou-se para todas as espécies uma taxa única de sobrevivência de plântulas emergidas de 50 %, durante o primeiro ano, além da exigência de que cada espécie fosse representada por três indivíduos em cada parcela (Tabela 2).

Tabela 2. Densidade de sementes necessárias de acordo com o tamanho das sementes.

Densidade de Sementes			
Tamanho da semente	Grande	Média	Pequena
Taxa de Germinação (%)	40	20	10
Taxa de Sobrevivência (%)	50	50	50
Nº de sementes por espécie	860	1240	1940

4.2.2. Delineamento Experimental

Foram instaladas três repetições do mesmo experimento em áreas de preservação permanente, apresentando dois tratamentos, cada um representado por quatro repetições de tratamentos em cada repetição do experimento. As parcelas ocuparam 972m², sendo que cada repetição do experimento contou com oito parcelas (7776 m²/bloco), totalizando 2,33 hectares.

Foram empregados dois tratamentos, tratamentos A e B. O tratamento A corresponde à implantação de espécies de recobrimento e de diversidade na linha de plantio, à implantação de milho na entrelinha e ausência de qualquer manutenção das gramíneas após o preparo inicial. No tratamento B também foram implantadas espécies de recobrimento e diversidade nas linhas de semeadura, nos moldes do tratamento A, entretanto nas entrelinhas não foi semeado milho, fazendo-se nesse caso a manutenção tradicional via capina química.

4.2.3. Implantação e Condução do Experimento

Como a área de condução do experimento encontrava-se infestada com o capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.) (Figura 2), fez-se necessário o preparo do solo anterior à semeadura. Assim, toda a área começou a ser preparada em outubro de 2016 com a retirada mecânica das gramíneas com um trator de esteira (arranquio), o preparo das linhas de plantio, mantendo-se um espaçamento de 3 metros entre linhas de semeadura, e um nivelamento das linhas com uma grade niveladora. Para a melhoria nas condições de desenvolvimento do sistema radicular das plântulas emergidas, foi realizada uma subsolagem a 60 cm de profundidade. Nas linhas, foi feita também, a cada 2 metros, a abertura manual de covas com cerca de 5 centímetros de profundidade cada, ou seja, 1.666 covas.ha⁻¹. Essa densidade de covas semeadas equivale à densidade de mudas plantadas em restaurações feitas com plantio. Segundo Rodrigues *et al.* (2009), essa densidade de 1.666 mudas por hectare resulta na cobertura da área a ser restaurada após dois anos da sua implantação.

Em dezembro de 2016, após o início da estação chuvosa, foi feita a semeadura direta nas linhas alternando-se nas covas uma espécie de recobrimento com uma espécie de diversidade, cada cova recebendo uma única espécie. A densidade de sementes empregada, conforme a tabela 1, foi distinta de acordo com a espécie considerada; e, após semeadas, as sementes foram recobertas com uma fina camada de terra para protegê-las da dessecação e da predação. Foram implantadas nove linhas de semeadura em cada parcela, alternando espécies do

grupo de recobrimento e diversidade (Figura 4). Cada linha de semeadura totalizava 36 metros de comprimento com covas a cada dois metros, resultando em 180 covas por parcela.

Nas entrelinhas do tratamento A, foi realizado o plantio de linhas de milho. O milho utilizado foi o híbrido transgênico DKB390 que é resistente a pragas como a broca-do-colmo, lagarta-do-cartucho e a lagarta-da-espiga, com um ciclo de vida de aproximadamente 150 dias. Cada entrelinha de semeadura recebeu três linhas de semeadura de milho, distanciadas 75 cm, onde o milho foi semeado manualmente em covas espaçadas 50 cm (figura 4); e, juntamente com essa atividade, realizou-se a adubação do mesmo com adubo NPK 9-36-12.

Figura 4. Diagrama mostrando detalhes dos tratamentos A e B nas parcelas experimentais, onde podem ser observadas as linhas de semeadura de milho no tratamento A e as linhas de semeadura de espécies arbóreas nos tratamentos A e B. Espécies de Recobrimento (R) e espécies de Diversidade (D). Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, 2016.

A manutenção da área de estudo foi realizada aos quatro meses após a semeadura das espécies nativas e do milho. Nessa manutenção efetuou-se um controle de gramíneas invasoras no tratamento B através da aplicação de herbicida com pulverizador costal manual e uso do chapéu de napoleão no bico do pulverizador, para limitar a área de contato e direcionar os produtos químicos utilizados, uma vez que o herbicida é sistêmico. O herbicida aplicado foi o de nome comercial Scout, comercializado pela Monsanto, mais conhecido pelo nome do seu ingrediente ativo Glyphosate, na dosagem de 1kg p.c./ha (quilogramas do produto comercial por hectare).

4.2.4. Coleta e Análise dos dados

Foram contabilizadas o número de plântulas que haviam emergido após 90 dias da semeadura, em fevereiro de 2017, por meio da observação visual. Essa coleta teve o objetivo de monitorar as condições do experimento e avaliar se havia a necessidade da realização de medidas corretivas, além de avaliar a emergência e o estabelecimento inicial das espécies, com intuito de discutir o impacto da densidade de sementes utilizada na emergência das espécies e o efeito inicial da cobertura de gramíneas na formação da comunidade inicial. Para a

análise desses dados coletados utilizou-se a estatística descritiva, uma vez que o número de indivíduos que emergiram não permitiu a análise de variância dos dados e teste de médias.

A eficiência do milho no controle das gramíneas foi analisada, em abril de 2017, por meio de uma estimativa da porcentagem de cobertura das mesmas, uma medida que representa bem o estabelecimento das gramíneas nas áreas e apresenta grande facilidade para ser medida (Mantovani, 1990). Foram alocadas aleatoriamente nas entrelinhas de plantio, em todas as parcelas e em ambos os tratamentos, nove sub-parcelas circulares de 0,25m² e feita a estimativa visual da porcentagem de cobertura das gramíneas para os dois tratamentos, segundo os moldes de Martins (2011). Os dados referentes à cobertura de gramíneas não seguiram a distribuição normal, portanto fez-se necessário o uso de um teste não paramétrico para a análise dos dados. Utilizando-se o software SAS foi realizado o teste de Wilcoxon, com o intuito de avaliar se existiram diferenças entre os tratamentos relacionadas à cobertura de gramíneas.

Considerações econômicas foram realizadas por meio da coleta dos dados referentes a todos os custos médios de todas as atividades de implantação, manutenção e monitoramento que ocorreram durante o estudo. Foram calculados os custos médios, pagos na ocasião, dos insumos, mão-de-obra, máquinas e equipamentos utilizados. O custo total foi padronizado para custos por hectare, para fim de comparações.

4.3. Plantio de Mudas

4.3.1. Escolha das espécies

Nesse experimento foi realizado o plantio convencional de mudas de espécies arbóreas nativas que compõem a Floresta Estacional Semidecidual (Tabela 3). Como no experimento de semeadura direta, a seleção das espécies foi baseada nos seguintes critérios: espécies representantes de todos os grupos ecológicos (pioneiras, secundárias iniciais, clímaxes e de sub-bosque), com o intuito de garantir as três fases do processo de restauração, serem preferencialmente zoocóricas para favorecer a atração de dispersores e um maior aporte de sementes na área em restauração, e caracteristicamente de dossel, para garantir a formação e manutenção desse estrato.

Em todas as parcelas em que o plantio de mudas foi realizado, o mesmo conjunto de espécies foi empregado, sendo as espécies obtidas subdivididas em dois grupos de semeadura (espécies de recobrimento e espécies de diversidade). Como na escolha de espécies para a semeadura direta, a classificação através de grupos funcionais seguiu os moldes do trabalho de Nave e Rodrigues (2007) e a classificação em grupos sucessionais foi baseada na Resolução SMA57, 05/06/2016 e no livro de Barbosa (2017).

Tabela 3. Espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual utilizadas no plantio de mudas no Horto Paineiras, Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), em outubro de 2017. GE= Grupo Ecológico, P= Pioneiras, NP= não pioneiras e P/NP=espécie se enquadra no grupo das pioneiras e não pioneiras.

Grupo	GE	Nome Científico	Nome Popular	Síndrome de dispersão
Recobrimento	P	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. e Endl.	tápia	Zoocórica
	P	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	Zoocórica
	P	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui	Autocórica
	P	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	Zoocórica
	P	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutambo	Zoocórica
	P	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	algodoeiro	Anemocórica
	P	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	capororoca-branca	Zoocórica
	P	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafistula	Autocórica
	P	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	joá	Zoocórica
	P	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	pau-pólvora	Zoocórica
Diversidade	NP	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá	Anemocórica
	NP	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim	Anemocórica
	NP	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá-branco	Anemocórica
	NP	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa	Anemocórica
	NP	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro-rosa	Anemocórica
	NP	<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro-do-brejo	Anemocórica
	NP	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira-rosa	Anemocórica
	P/NP	<i>Colubrina glandulosa</i> Perk.	sobrasil	Zoocórica
	NP	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling e J.S.Mill.	guaiuvira	Anemocórica
	NP	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	louro-pardo	Anemocórica
	NP	<i>Erythrina verna</i> Vell.	verna	Autocórica
	NP	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	gameleira	Zoocórica
	NP	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	ipê-roxo-sete-folha	Anemocórica
	NP	<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	ipê-roxo-de-bola	Anemocórica
	NP	<i>Handroanthus ocraceus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo	Anemocórica
	NP	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	dedaleiro	Anemocórica
	NP	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	jacarandá-branco	Anemocórica
	NP	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	taiúva	Zoocórica
	NP	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	araçá-cagão	Zoocórica
	NP	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	saguaraji-amarelo	Zoocórica
	NP	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	ipê branco	Anemocórica
	NP	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	peito-de-pomba	Zoocórica
	NP	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	peroba-rosa	Anemocórica

4.3.2. Delineamento Experimental

O experimento foi instalado em áreas de preservação permanente seguindo o delineamento em blocos casualizados (DBC), apresentando quatro tratamentos em um total de 5 blocos, onde cada bloco continha uma parcela de cada tratamento. As parcelas ocuparam uma área de 960 m², sendo que cada bloco contava com quatro parcelas (3840 m²/bloco), totalizando uma área de 1,92 hectares. Como os blocos apresentaram tamanho e forma

distintos, foi necessário adequar as parcelas para cada um deles, mantendo, contudo, mesma área e mesmo número de mudas. Nos blocos um e dois, as parcelas tinha a dimensão de 32 m x 30 m; o bloco três foi constituído por parcelas de 40 m x 24 m; e as parcelas dos blocos quatro e cinco foram de 72 m x 13,3 m. A diferença entre as dimensões das parcelas não influencia os resultados, uma vez que elas possuem a mesma área, o mesmo número de mudas plantadas (180 mudas/parcela), o mesmo espaçamento de plantio e a mesma composição de espécies.

Foram empregados quatro tratamentos. Em todos os tratamentos foram implantadas as mesmas espécies nas parcelas, entretanto, em alguns tratamentos o milho foi implantado nas entrelinhas de plantio, aliado ou não à poda da gema apical das espécies de recobrimento. No tratamento M+P, o milho foi implantado na entrelinha de plantio aliado à poda das espécies de recobrimento, com ausência de qualquer manutenção das gramíneas após o preparo inicial. No tratamento M, foi semeado o milho nas entrelinhas de plantio e não foi realizada a poda das espécies de recobrimento. No tratamento P, não foi semeado o milho nas entrelinhas de plantio, fazendo-se aí a manutenção tradicional via capina química e a poda das espécies de recobrimento. Atuando como controle, no tratamento C não foi implantado o milho nas entrelinhas e nem feita a poda das espécies, realizando-se assim a capina química das gramíneas invasoras.

4.3.3. Implantação e condução do experimento

Após a realização da semeadura direta, a área foi novamente dominada pelo capim colômbio, fazendo-se necessário o preparo prévio da área para que fosse possível o plantio de mudas na mesma área. Foi realizada, em setembro de 2017, a aplicação de herbicida com o intuito de controlar as gramíneas invasoras. Para tal, efetuou-se a aplicação de herbicida com pulverizador costal manual e o herbicida aplicado foi o de nome comercial Scout, comercializado pela Monsanto, mais conhecido pelo nome do seu ingrediente ativo Glyphosate, na dosagem de 1kg p.c./ha (quilogramas do produto comercial por hectare).

Em outubro de 2017, o solo foi preparado, nos mesmos moldes daquele realizado para a semeadura direta, com a utilização de um subsolador de 60 cm de profundidade para a confecção das linhas de plantio dispostas em um espaçamento de três metros entre si. De forma manual, com o auxílio de enxadas, covas foram abertas a cada dois metros para o plantio das mudas e microbacias foram confeccionadas compreendendo um diâmetro de aproximadamente 60 cm, com a finalidade de contenção das águas das chuvas. A densidade total de covas foi baseada nos plantios convencionais onde se utilizam 1.666 covas.ha⁻¹ (Rodrigues *et al.*, 2009). As mudas foram alocadas nas covas, distribuídas de forma intercalada entre os grupos de plantio (uma de recobrimento, três de diversidade), e efetuou-se a adubação das mesmas confeccionando covetas laterais, onde o adubo NPK 9-36-12 foi distribuído na quantidade de 200g/muda.

Os plantios geralmente são implantados nas épocas de chuva, porém, como a implantação desse experimento se deu em outubro, a irrigação das mudas foi essencial para garantir a sobrevivência das mesmas. Portanto, três irrigações foram executadas na área, no mesmo mês do plantio, por meio de um caminhão pipa que com uma mangueira irrigava todas as mudas.

Em condições normais, observa-se que com o tempo muitos indivíduos de espécies plantadas ou semeadas, em geral, espécies de recobrimento, têm a sua gema apical quebrada, comida ou ressecada. Essa perda induz o surgimento de uma bifurcação no caule, com o aparecimento de dois ou mais ramos laterais que resultam, mais tarde, num aumento de área da copa, favorecendo a formação de um dossel contínuo no local. Todavia, sendo um processo aleatório ele pode ou não acontecer, fazendo com que esse ganho de área, dentro de uma espécie ou

entre espécies, seja grande ou pequeno, não seguindo uma tendência previsível. Visando a aproveitar esse fenômeno, mas tentando torná-lo mais previsível, criou-se um tratamento que consiste no corte da gema apical de 10 espécies pertencentes ao grupo de recobrimento (Tabela 3). O objetivo dessa atividade foi proporcionar um possível aumento da área sombreada pela copa, uma vez que ao se retirar a gema apical a tendência é que se estimule o crescimento das gemas laterais, possibilitando a ocorrência da bifurcação do caule e um consequente aumento de copa. A poda aconteceu nos tratamentos M+P e P e foi realizada pelo uso de uma tesoura de poda, onde foi cortada a parte apical do caule equivalente aos cinco centímetros abaixo da gema apical.

A semeadura de milho nas entrelinhas de plantio foi executada no mês de dezembro de 2017, objetivando o controle de gramíneas invasoras. Nos tratamentos P + M e M, o milho foi semeado manualmente nas entrelinhas de plantio com o auxílio de uma enxada para a confecção dos sulcos e juntamente com essa operação foi realizada a sua adubação, utilizando o adubo NPK 4-14-8. Cada entrelinha de semeadura recebeu três linhas de semeadura de milho, distanciadas 75 cm, onde o milho foi semeado manualmente em covas espaçadas 50 cm. O milho utilizado foi o cultivar Ipanema que é resistente às principais doenças que atacam essa cultura e tem um ciclo de vida de aproximadamente 120 dias.

Nos tratamentos P e C, o milho não foi semeado e o desenvolvimento espontâneo das gramíneas foi controlado por capina química. Efetuou-se o controle de gramíneas invasoras, em três momentos, pela aplicação de herbicida com pulverizador costal manual e uso do chapéu de napoleão no bico do pulverizador, para limitar a área de contato e direcionar os produtos químicos utilizados, uma vez que o herbicida é sistêmico. O herbicida aplicado foi o de nome comercial Scout, comercializado pela Monsanto, mais conhecido pelo nome do seu ingrediente ativo Glyphosate, na dosagem de 1kg p.c./ha.

Além do controle das gramíneas invasoras, foi executado, periodicamente, o controle de formigas cortadeiras na área por meio da distribuição de iscas formicidas granuladas, à base de sulfluramida, em toda a área de estudo.

4.3.4. Coleta e Análise dos Dados

Após o plantio das mudas e aplicação dos tratamentos foi realizado o monitoramento trimestral do experimento, de acordo com as estações do ano, sendo o primeiro realizado no verão (dezembro 2017), o segundo no outono (abril 2018) e o terceiro no inverno (julho 2018). Esse monitoramento teve o objetivo de avaliar a sobrevivência, estabelecimento e crescimento das espécies, e o efeito da cobertura de gramíneas na formação da comunidade inicial. Em todos os monitoramentos, foram coletados dados como a altura total das espécies e sua sobrevivência. A sobrevivência foi avaliada através de inspeções visuais da área, em que foram considerados vivos todos os indivíduos que apresentaram o caule sem sintomas de dessecação mesmo quando na ausência de folhas, ou seja, ao realizar uma injúria no caule, o seu interior deveria se encontrar verde para que o indivíduo fosse considerado vivo. Aos nove meses após o plantio, observou-se a ocorrência de regeneração natural na área em estudo, e muitas das vezes não foi possível diferenciar os indivíduos plantados dos regenerados, dessa forma todos foram contados. Todos os indivíduos vivos tiveram sua altura medida através de uma régua de madeira graduada, por meio da qual mediu-se a altura da base até a inserção da folha mais alta.

O efeito do corte da gema apical no comportamento da copa das espécies de recobrimento foi analisado através da coleta de dados como área da copa e número de bifurcações das espécies de recobrimento. A área de

cobertura de copas é definida por Greig-Smith (1983) como “ a proporção do solo ocupada pela projeção perpendicular da parte aérea dos indivíduos da população ou comunidade em análise” e é calculada com as médias, maior e menor, do seu diâmetro. Para tal, foram coletados em campo os dois diâmetros das copas das espécies que sofreram o corte da gema apical com o auxílio de uma trena, por meio da qual coletou-se os diâmetros paralelo e perpendicular à linha de plantio e calculou-se a área da copa utilizando a fórmula da área de uma elipse ($A = \pi \times r \times r$, onde r são os diâmetros da elipse). O número de bifurcações foi contabilizado através da contagem do número de ramos principais das espécies de recobrimento.

A eficiência do milho no controle das gramíneas foi analisada através de uma estimativa visual da porcentagem de cobertura das mesmas, no outono e no inverno. Foram alocados de forma aleatória nas entrelinhas, em todas as parcelas de todos os blocos, cinco sub-parcelas circulares de 0,25 m² e feita a estimativa visual da porcentagem de cobertura das gramíneas para os quatro tratamentos, segundo os moldes de Martins (2011).

As análises estatísticas foram realizadas com o software R-project. Para as variáveis contagem de indivíduos (%), altura (cm), área da copa (m²), número de bifurcações e cobertura de gramíneas (%), inicialmente, os testes de homogeneidade de variâncias de Levene's; e de normalidade dos erros de Shapiro – Wilk, foram aplicados às variáveis para a validação das pressuposições da análise da variância (ANOVA). Quando elas não foram aceitas, os dados foram transformados de acordo com a metodologia de Box-Cox.

Quando todos os pressupostos foram aceitos, as variáveis foram submetidas a ANOVA em nível de significância de 5%, seguindo o modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + b_i + p_j + m_k + e_l + (p * m * e)_{jkl} + \varepsilon_{ijkl}$$

Sendo, Y_{ijk} o valor observado na parcela que recebeu o i-ésimo bloco, na j-ésima poda, na k-ésima milho e na l-ésima espécie, μ a constante inerente a toda população, b_i o efeito devido ao i-ésimo bloco, p_j o efeito da j-ésimo poda, m_k o efeito devido ao k-ésimo efeito do milho, e_l o efeito devido a l-ésima espécie, e ε_{ijkl} o efeito dos fatores não controlados do i-ésimo bloco, na j-ésimo poda, no k-ésimo milho e l-ésima espécie.

Quando o teste F da ANOVA mostrou que houveram diferenças significativas entre as podas, entre o efeito do milho, entre o efeito das espécies e/ou entre a interação entre esses fatores, as médias das variáveis foram comparadas pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância.

Considerações econômicas foram realizadas através da coleta dos dados referentes a todos os custos médios de todas as atividades de implantação, manutenção e monitoramento que ocorreram durante o estudo. Calculou-se os custos médios, pagos na ocasião, dos insumos, mão-de-obra, máquinas e equipamentos utilizados. O custo total foi padronizado para custos por hectare para fins de comparação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Semeadura Direta

Em toda a área do experimento, foram encontrados 206 indivíduos que emergiram e estavam se desenvolvendo, correspondendo a 8% do número de indivíduos esperado (esperava-se um total de 2575 indivíduos). A maioria das espécies obteve baixos valores de taxa de emergência no campo, mas que estão em concordância com trabalhos de revisão sobre semeadura direta, onde essa taxa varia em torno de 18% (Palma & Laurance 2015; Ceccon *et al.*, 2016). Outros estudos também apresentaram baixos valores para a emergência das espécies testadas, como Meli *et al.* (2017) observaram uma taxa média de 8.2%; Isernhagen (2010), Brant (2015) e Leite (2017) que verificaram uma taxa média de 11% em campo; e Araki (2005), ao implantar um experimento com semeadura direta observou que não houve emergência de nenhuma das espécies semeadas. Em contrapartida, existem estudos que apresentaram taxas de emergência médias de 20% (Oliveira *et al.*, 2011; Silva *et al.* 2015b; Ribeiro 2017). Engel e Parrota (2001) apontam que estudos de semeadura direta que apresentaram baixas taxas de emergência raramente são divulgados na literatura. Entretanto, esses resultados são tão fundamentais para o sucesso de restaurações futuras quanto os demonstrados por experimentos com elevada emergência, aqueles que praticam restauração devem divulgar seus métodos e resultados, de forma que seja possível entender melhor as variações e as diferentes respostas oriundas dos projetos de restauração (Rother *et al.*, 2013; Brudvig, 2017).

Observou-se a emergência e desenvolvimento de indivíduos de 28 espécies, pertencentes a oito famílias, representando 77,78% do total de espécies semeadas (Tabela 4). Dentre as espécies que emergiram, a identificação de apenas oito delas não foi possível, uma vez que as plântulas ainda estavam em estágio inicial de desenvolvimento, compostas somente por suas folhas cotiledonares. Pellizaro (2016) encontrou resultados similares aos encontrados nessa pesquisa para a emergência das espécies semeadas, com uma porcentagem de estabelecimento de 86% das espécies em seu estudo. Dentre as 36 espécies, 16 não ocorreram na área de estudo e, sendo assim, elas podem fazer parte do grupo das espécies que não foram identificadas ou das que não germinaram. Isernhagen (2010) atribuiu a não ocorrência das espécies *Trema micrantha* e *Colubrina glandulosa* ao processo de quebra de dormência das mesmas, o que pode explicar a não emergência das mesmas espécies neste estudo. As taxas de emergência divergem entre as espécies, uma vez que cada espécie possui condições ótimas para sua germinação e desenvolvimento, além de apresentarem o seu metabolismo específico. Portanto, nem todas as espécies apresentam uma boa germinação em campo, muito pelo contrário, apenas um grupo de espécies alcança altos índices de germinação e estabelecimento (Engel e Parrota, 2001; Doust *et al.*, 2006; Cole *et al.*, 2011; Campos-Filho *et al.*, 2013). Com o intuito de superar essa barreira ecológica, são necessárias maiores informações e/ou pesquisas sobre os fatores bióticos e abióticos que influenciam as taxas de emergência, as peculiaridades apresentadas por cada espécie e o desenvolvimento e aperfeiçoamento de novos métodos associados à semeadura de espécies nativas.

Tabela 4. Espécies identificadas que emergiram após a semeadura em todos os blocos e o número de indivíduos representantes de cada uma delas. Município de Espírito Santo do Pinhal, fevereiro de 2017. As oito espécies que não puderam ser identificadas não se encontram nesta lista, em conjunto elas totalizam 10 indivíduos emergidos.

Tamanho da Semente	Espécie	Nº de indivíduos emergidos
Grande	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	9
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	24
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	1
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	14
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	32
Média	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton e Rose	1
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	6
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	1
	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	1
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. e Eichler ex Miq.) Engl.	19
	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	1
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	26
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	10
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	4
Pequena	<i>Croton urucurana</i> Baill	5
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin e Barneby	15
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	3
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	18
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	5

As espécies que apresentaram maior porcentagem de indivíduos que emergiram foram *Hymenaea courbaril* (15,45%), *Pterogyne nitens* (12,56%), *Mabea fistulifera* (11,59%), *Chrysophyllum gonocarpum* (9,17%) e *Peltophorum dubium* (8,69%). Em conjunto, essas espécies foram responsáveis por mais de 50% de todos os indivíduos encontrados na área de estudo. Com relação à emergência das espécies nos seus respectivos grupos de plantio, observou-se a ocorrência de oito espécies pertencentes ao grupo de recobrimento e 12 espécies pertencentes ao grupo de diversidade. Tem-se maior representatividade das espécies do grupo de diversidade, resultado que corrobora a pesquisa de Souza (2013), explicada pelo tamanho das sementes de cada grupo. Geralmente, espécies de rápido crescimento, componentes do grupo de recobrimento, possuem sementes menores que podem apresentar altas taxas de germinação, mas são mais sensíveis às variações ambientais, não resistindo a condições de estresse (Camargo *et al.*, 2002). Tais espécies dispõem de poucos recursos para investir no desenvolvimento meristemático até o momento da sua emergência, o que compromete sua capacidade fotossintética que garantiria seu estabelecimento e crescimento (Brant, 2015). Consequentemente, as espécies que possuem sementes de maior porte possuem maiores taxas de estabelecimento, em função das suas reservas energéticas que desencadeiam os processos germinativos mesmo em condições adversas (Doust *et al.* 2006).

O tamanho da semente nesse estudo não foi um fator limitante para sua emergência, uma vez que todas as classes de tamanho foram representadas na área de estudo por indivíduos emergidos. Entretanto, assim como no experimento de Manguiera (2017), a espécie que mais se sobressaiu, *Hymenaea courbaril*, apresenta sementes classificadas como grandes (Figura 5). Quando analisadas as médias para classe de tamanho, observa-se que a classe

de sementes grandes apresenta uma maior média do número de indivíduos emergidos (16) em relação à classe de sementes médias (7) e pequenas (9,2).

Figura 5. Tamanho das sementes de *H. courbaril* (A) e indivíduo emergido da mesma espécie (B). Detalhe para a condição do solo na figura B, solo arenoso e que se encontrava totalmente exposto. Município de Espírito Santo do Pinhal, fevereiro de 2017.

Em todos os blocos o número de indivíduos que emergiram foi baixo (Figura 6). As taxas médias de recrutamento para os blocos foram 6%, 7,85% e 11%. As parcelas do tratamento A totalizam um número de 113 indivíduos, 54,85% de todos os indivíduos que foram contabilizados, e o tratamento B apresentou 93 indivíduos, 45,15% do total.

Figura 6. Diferença entre o número de indivíduos que emergiram em cada tratamento e em cada bloco 90 dias após a semeadura. Tratamento A: semeadura direta de espécies nativas aliada com a semeadura de milho na entrelinha; Tratamento B: semeadura direta de espécies nativas e capina química da entrelinha (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), abril de 2017).

O sucesso da semeadura está relacionado a vários fatores que variam de fisiológicos a climáticos. Os fatores ligados às espécies utilizadas e suas sementes referem-se à sua dormência, qualidade do lote adquirido, às

características estruturais da semente e aos grupos de plantio. Existem também condições climáticas que exercem forte influência na germinação das sementes, como a temperatura ambiente e a precipitação média. Ademais, ações de manejo podem facilitar a emergência das espécies, como por exemplo, a utilização de protetores de sementes e a densidade e profundidade de plantio. Entretanto, ações de manejo realizadas incorretamente podem intensificar a ação de efeitos indesejáveis no solo, como o ressecamento ou inundação da sua superfície, ou ainda processos erosivos que podem elevar ao soterramento das sementes, inviabilizando sua emergência ou germinação. No presente estudo, o controle das gramíneas foi realizado por meio do arranquio e o solo ficou exposto (Figura 5), uma vez que a palhada proveniente do capim-colonião não pode ser deixada na área pois o risco de reinfestação era alto. Dessa maneira, o solo arenoso exposto em conjunto com a alta precipitação intensificou o processo de erosão na área.

Um aspecto da semeadura que apresenta um grande desafio para sua prática é a densidade de sementes a ser utilizada, uma vez que as condições edafoclimáticas variam entre locais e cada caso exige uma densidade ideal de sementes, fazendo-se necessário a realização de mais estudos nessa área. O emprego de densidades muito elevadas pode aumentar a competição entre indivíduos, ocasionando um aumento da mortalidade e aumento dos custos de manutenção, visto que nesses casos é necessário a realização de um desbaste. Densidades muito pequenas podem resultar em comunidades com baixo número de indivíduos, o que dificulta o estabelecimento de populações autossustentáveis e não permitem que haja um controle das gramíneas invasoras por meio do sombreamento (Burton *et al.*, 2006). Dada a importância da densidade na semeadura direta, acredita-se que esse fator pode ter influenciado a baixa taxa de emergência encontrada. Nesse caso, o ideal seria a utilização de um número maior de sementes por espécie, resultando possivelmente numa maior taxa de emergência e ainda mantendo a viabilidade econômica do método haja vista o baixo preço das sementes quando em comparação com mudas.

Procedimentos pré-germinativos de superação da dormência possivelmente causariam um aumento das taxas de emergência das espécies utilizadas nesse estudo. Contudo, espécies apresentam diferentes tipos de dormência exigindo diferentes tipos de tratamento, o que tornaria a execução dessa atividade muito complexa e onerosa, visto que não se tem informação disponível para a superação de dormência de todas as espécies utilizadas e o efeito destes procedimentos na germinação e sobrevivência das espécies em campo carece de mais estudos (Pereira *et al.*, 2013). Para garantir uma maior viabilidade, neste estudo priorizaram-se lotes de sementes coletados no ano da implantação do mesmo. Entretanto não foi possível a realização dos testes de germinação para comprovar a viabilidade das sementes, o que impossibilita concluir que o lote de sementes influenciou na emergência das espécies.

Além das características inerentes à biologia das espécies, a emergência depende de variáveis abióticas como as condições climáticas. A temperatura é um fator que exerce grande influência na germinação das sementes, dado que ela tem controle sobre a velocidade de ocorrência das reações bioquímicas necessárias para desencadear este processo (Ferreira & Borghetti, 2004; Carvalho & Nakagawa, 2012). A temperatura ótima de germinação varia de acordo com a região em que a espécie se encontra, dependendo do bioma em que ela está inserida, como por exemplo, para a Mata Atlântica a temperatura ótima de germinação seria a de 25°C (Brancalion *et al.*, 2010). Durante os três primeiros meses após a execução da semeadura, tempo necessário para o estabelecimento da comunidade de plantas (Ferreira, 2002; Almeida, 2004), a temperatura média foi de 26,85°C, fato que propiciou a emergência dos indivíduos encontrados na área. Mais provável que a não emergência tenha resultado do soterramento das sementes pelas chuvas intensas após a semeadura, num solo cuja cobertura vegetal tinha sido retirada e enleirada a parte. Esse soterramento pode eventualmente impedir a germinação, ou produzir uma germinação falha, ou seja, a semente germina, mas a plântula não emerge no solo.

Segundo Palma e Laurence (2015), a semeadura direta é uma técnica mais vulnerável a extremos climáticos quando comparada ao plantio de mudas. As condições climáticas durante o primeiro ano da restauração são de suma importância para prever a trajetória da mesma, visto que elas podem favorecer o estabelecimento de algumas espécies sobre as outras (Bakker *et al.*, 2003; Vaughn e Young, 2015; Stuble *et al.*, 2017), produzindo resultados inesperados (Zedler, 2000; Hobbs e Harris, 2001). Durante a condução desse experimento, ocorreu um dos verões mais chuvosos da história do estado de São Paulo nos últimos 50 anos. Somente na área em estudo a precipitação média dos três primeiros meses após a semeadura variou entre 2,69 a 7,11 mm. Esse alto volume de precipitação pode ter sido um dos maiores responsáveis pela baixa taxa de recrutamento apresentada em toda a área, uma vez que houve o carregamento das sementes para fora das linhas de plantio ou para o fundo dos sulcos (soterramento), tornando-as inviáveis (Figura 7 e 8) (Souza, 2013; Brancalion *et al.*, 2015). A prevenção contra o soterramento se dá por meio do controle prévio de plantas invasoras, um bom preparo do solo, feito em nível, deixando os restos das plantas daninhas recobrindo a superfície do solo para atuar como cobertura morta. Isso evita que o solo fique exposto à erosão e ao carregamento (Figura 9). Uma alternativa para a reversão desse quadro seria o recobrimento das sementes com uma camada de cobertura morta, que funcionaria como barreira física contra o carregamento das sementes, além de atuar na manutenção da umidade e proteção da semente (Sun *et al.*, 1995; Woods e Elliott, 2004; Malavasi *et al.*, 2005). Aguirre *et al.* (2015) relataram que o recobrimento das sementes apresentou uma relação positiva com a germinação e o estabelecimento de espécies.

Figura 7. O efeito da chuva nas sementes de *Centrolobium tomentosum*, que foram carregadas e possivelmente perderam sua viabilidade. (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), fevereiro de 2017).

Figura 8. Sementes de *Centrolobium tomentosum* (A) e *Zeyheria tuberculosa* (B) que mesmo sendo carregadas pela chuva conseguiram emergir e estavam se desenvolvendo. (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), fevereiro de 2017).

Figura 9. Erosão causada pelo alto volume de precipitação ocorrido na área (A e B). (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), fevereiro de 2017).

O recobrimento das sementes tem a função de criar uma condição ambiental e ecológica, no seu entorno, adequada para sua germinação e estabelecimento. Na literatura, utiliza-se do conceito de microssítios ou “safe sites” para descrever o ambiente onde a semente encontra todas as condições necessárias para sua germinação e desenvolvimento (Harper *et al.*, 1961). Como observado no estudo em questão, o simples recobrimento das sementes com uma camada de terra não foi suficiente para a criação do microssítio ideal para as sementes, além de não atuar como proteção contra o seu carreamento ou soterramento quando há a ocorrência de precipitações de grandes intensidades. Entretanto, a incorporação das mesmas no solo ajuda a minimizar as taxas de predação e dessecação (Araki, 2005). Com o intuito de contornar esses entraves e tornar a técnica mais viável, é necessária a utilização de meios que irão atuar na proteção das sementes, como é o caso da cobertura morta e uso de protetores.

Uma técnica utilizada em larga escala é o recobrimento das sementes com palhada, uma vez que essa prática apresenta vantagens que vão além da simples proteção física da semente. Segundo Haywood (1999), a palhada atua na umidade do solo, diminuindo as suas taxas de evaporação e disponibilizando água para as plantas em momentos de estresse hídrico. Além disso, a variação de temperatura do solo é minimizada pela palhada (Gonzalez-Sousa *et al.*, 2001), fator que, associado ao teor mais elevado de umidade do solo, promove a atuação de microrganismos na decomposição da matéria orgânica e consequente disponibilização de nutrientes no solo (Athy *et al.*, 2006). A palhada ainda atua no controle de gramíneas invasoras pelo bloqueio de sua emergência, pelo sombreamento ou abafamento de seus indivíduos. O esterco bovino e a deposição de serapilheira atuam de forma semelhante à utilização da palhada.

Serpa e Mattei (1999) sugerem a utilização de protetores de semente como barreira para o carreamento, soterramento e predação das sementes. Os protetores constituem barreiras físicas que impedem a atuação da chuva e de animais contra as sementes ou plântulas que estão em desenvolvimento. Existem diferentes tipos de protetores, Mattei (1997) verificou que a taxa de emergência de espécies de pinus aumentou com o uso de protetores plásticos e laminados. Santos Júnior *et al.* (2004) e Carrijo *et al.* (2009) obtiveram aumentos nas taxas de germinação e sobrevivência das espécies implantadas utilizando protetores plásticos. No presente estudo, a utilização de tais protetores teria grande potencial, visto que o maior fator limitante para a emergência de espécies foi o carreamento das suas sementes. Entretanto, a utilização de copos plásticos sem fundo não seria uma alternativa ambientalmente viável, sendo necessários estudos sobre protetores que sejam economicamente viáveis e sem potencial poluidor.

O entendimento da origem da variação dos resultados das ações de restauração mostra aos restauradores que a atenção deve estar voltada aos anos e locais ao invés dos produtos finais desejáveis desta prática, uma vez que a

compreensão dessas fontes de variação é o primeiro passo para que ocorra o entendimento e possível predição das diferentes trajetórias que uma restauração pode seguir (Brudvig *et al.*, 2017; Stuble *et al.*, 2017). Segundo Bakker *et al.* (2003), a variação no tempo e no espaço pode ocasionar diferentes respostas oriundas dos projetos de restauração, mesmo quando esses apresentam os mesmos métodos de implantação e condução, ou seja, pode-se repetir o mesmo experimento por um longo período de tempo que o resultado sempre será distinto, uma vez que é condicionado ao tempo e espaço. Portanto, se o mesmo experimento de semeadura direta for instalado novamente, ele poderá apresentar resultados distintos dos observados nesse estudo, dado que o fator mais limitante para o sucesso do mesmo foi o atípico volume de chuvas que ocorreu no final de 2016 e início de 2017, no estado de São Paulo. Com a intensificação do aquecimento global, a ocorrência de extremos climáticos, como observado neste estudo, e de eventos drásticos se tornará mais frequente e imprevisível, quanto à sua ocorrência, duração, intensidade e magnitude. Sendo assim, entender os efeitos dos extremos climáticos e tentar criar técnicas que os contorne é de suma importância para o desenvolvimento da restauração ecológica.

O sucesso na semeadura neste estudo foi relativo, e se limitou à riqueza de espécies, que apresentou um resultado extremamente favorável, 77.78% e 28 espécies nativas, todavia, a densidade obtida foi baixa. Entretanto, a alta riqueza de espécies obtida, com espécies representantes de todos os grupos ecológicos ligados às três fases da restauração, demonstra que o método da semeadura direta é capaz de construir comunidades biodiversas e autossustentáveis. Portanto, a proposta em se semear e o embasamento teórico da proposição parecem corretos, todavia, sua forma de execução não foi adequada para a técnica, sendo necessárias adaptações na sua implantação e monitoramento. Observou-se que a retirada mecânica das gramíneas deixou o solo exposto, sem a presença de resíduos de palhada que aliado à excepcional quantidade de chuvas, provocou o carreamento e soterramento das sementes. Logo, a semeadura é uma técnica viável, entretanto esse experimento aponta para a necessidade de não se fazer uma limpeza total da área e também para o risco de fracasso associado a extremos climáticos, fatores imprevisíveis, mas é um risco a ser assumido na escolha do método. Pode-se sugerir que não se utilize esse método em locais onde a ocorrência de chuvas muito intensas é constante, ou pelo menos não em meses em que essa precipitação esteja concentrada. Outras condições a serem evitadas seriam os locais em que haja grande declividade, ou nos quais as sementes estejam sujeitas a grande predação.

Uma nova estratégia seria a ressemeadura em diferentes momentos do ano, ou em diferentes anos, de forma que os distúrbios imprevisíveis sejam contornados. Dessa forma, as condições específicas de microssítio demandadas pelas espécies poderiam ser analisadas, uma vez que a sua semeadura em diferentes épocas do ano permite estudar as distintas condições climáticas no tempo e classificar as espécies de acordo com a época de maior emergência, onde as condições de microssítio são ótimas para seu desenvolvimento. Essa estratégia ainda apresenta como vantagem a possibilidade de se explorar a disponibilidade de sementes no mercado ao longo do tempo, dessa forma a utilização das espécies não ficaria restrita somente àquelas que frutificam na época da semeadura, seria possível coletar e semear durante todo ano, contornando, assim, a questão da perda da sua viabilidade por armazenamento inadequado. Os resultados apontados não foram ideais, mas eles nos forneceram inúmeros ensinamentos sobre o método de semeadura em si, e colaboram com outros estudos que tentam viabilizar e otimizar esse processo.

5.2. Plantio De Mudas

5.2.1. Sobrevivência das espécies arbóreas

O número de indivíduos sobreviventes durante todo o experimento foi alto (acima de 85%) (Figura 10), demonstrado que houve um alto estabelecimento e consequente desenvolvimento das mudas plantadas. Aos seis e nove meses após o plantio não foram encontradas diferenças significativas para os tratamentos referentes à poda da gema apical ($F=1,995$, g.l.=1 e $P=0,183$; $F=0,993$, g.l.=1 e $P=0,339$) e plantio do milho nas entrelinhas ($F=2,327$, g.l.=1 e $P=0,153$; $F=0,094$, g.l.=1 e $P=0,764$) (Figura 10). Os valores médios de sobrevivência aos três e seis meses foram 93,47% e 87,42%, respectivamente. A influência dos tratamentos só foi observada aos nove meses após o plantio, onde a contagem de indivíduos apresentou significativamente maiores porcentagens nos tratamentos em que o milho foi implantado na entrelinha ($F=30,356$, g.l.=1 e $P=0,000134$). Acredita-se que a aplicação de herbicida foi responsável pela mortalidade dos indivíduos nos tratamentos onde foi realizado a manutenção das gramíneas via capina química, uma vez que a contagem dos indivíduos só apresentou alterações significativas, menores porcentagens de indivíduos, após a realização do controle químico das gramíneas (sete meses após o plantio). O tratamento com menor taxa de estabelecimento de indivíduos no campo foi o tratamento C (ausência de milho e do corte da gema apical), que diferiu estatisticamente dos demais.

Figura 10. Contagem dos indivíduos de espécies arbóreas em relação ao número de indivíduos plantados em cada tratamento durante nove meses após o plantio no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017. Tratamento P+M: poda da gema apical de espécies de recobrimento aliada ao plantio de milho na entrelinha; Tratamento M: plantio do milho na entrelinha sem a poda da gema apical; Tratamento C: tratamento controle, sem milho, sem poda e com o controle químico do capim; e Tratamento P: poda da gema apical dos indivíduos de recobrimento e manutenção tradicional via capina química das entrelinhas de plantio. Letras diferentes (a, b e c) significam que foram encontradas diferenças significativas ($p<0,05$) segundo o teste de médias de Tukey.

Ao final do experimento, nove meses após o plantio das mudas, observou-se que todas as espécies implantadas faziam parte da composição da área de estudo (Anexo A). As taxas de sobrevivência variaram entre as espécies, destacando-se as espécies *Handroanthus heptaphyllus*, *Cedreia odorata*, *Solanum granulosoleprosum* e *Guaçuma*

ulmifolia por apresentarem os maiores valores. Dentre as espécies com as menores taxas, encontram-se *Ceiba speciosa*, *Cedrela fissilis*, *Handroanthus impetiginosus* e *Balfourodendron riedelianum*, todas pertencentes ao grupo de diversidade.

O estabelecimento das mudas apresentou altas taxas durante os nove meses do experimento para todos os tratamentos, apresentando médias semelhantes ao estudo de Holl *et al.* (2011), na qual a taxa média de estabelecimento encontrada foi de 88,1% um ano após o plantio das mudas. A sobrevivência dos grupos de plantio foi alta para ambos os grupos e não diferenciou entre os tratamentos, mostrando que o consórcio com o milho, a poda das espécies e a aplicação de herbicida não afetaram o seu estabelecimento no campo. Os autores Beltrame e Rodrigues (2008) observaram uma maior sobrevivência de espécies pioneiras quando consorciadas com o feijão guandu.

No presente estudo, as mudas encontraram condições favoráveis para o seu estabelecimento no campo, uma vez que todos os nutrientes foram fornecidos na adubação de plantio, não ocorreu déficit hídrico e o ataque de insetos também foi controlado. Todavia, é importante ressaltar que aos nove meses observou-se que os tratamentos onde o milho foi implantado obtiveram maiores taxas de estabelecimento no campo em comparação com o controle, onde foi realizado o controle das gramíneas invasoras pela aplicação do herbicida. A capina química e manual tem o potencial de controlar eficientemente as invasoras, mas se não realizada com muita cautela pode acontecer a morte das mudas pelo contato com o produto químico, pela sua quebra ou ainda pelo pisoteio durante as operações de capina química. Nesse caso, o aumento da mortalidade possivelmente está relacionado à aplicação de Glyphosate, uma vez que ele atua de forma sistêmica e sua deriva possibilitou que houvesse o contato com mudas de espécies nativas causando sua morte, resultado também observado no trabalho de Cornish e Burgin (2005). Os mesmos autores observaram sintomas nas espécies que entraram em contato com o herbicida, similares aos observados no experimento em questão, que envolviam a clorose das folhas mais novas, seguidas da perda de vigor e necrose, resultando na morte das mudas. Além de causar impactos negativos na sobrevivência das mudas, ele também age na regeneração natural, diminuindo sua diversidade (Pywell *et al.*, 2010). Dessa forma, o treinamento dos trabalhadores que irão realizar a capina química é imprescindível, pois eles precisam conhecer as mudas de nativas para protegê-las da deriva do herbicida aplicado e sua consequente morte.

Na área de estudo notou-se a ocorrência de regeneração natural de algumas espécies, oriundas de árvores de ciclo de vida mais avançado pré-existent na área experimental e de alguns indivíduos implantados nesse estudo, que completaram sua fase reprodutiva durante os nove meses de sua condução. Indivíduos de *Solanum granulosoleprosum* e *Trema micrantha* são exemplos de espécies implantadas no plantio de mudas que regeneraram, consequentemente, em toda a área de estudo foram registrados indivíduos das respectivas espécies em fase de floração e frutificação (Figuras 11 e 12). Como consequência da regeneração natural, tem-se uma porcentagem de sobrevivência maior do que 100% para o tratamento P+M aos nove meses após o plantio, visto que muitas das vezes não foi possível diferenciar as plântulas regeneradas das mudas plantadas, sendo todas contabilizadas.

Nos projetos de restauração é fundamental que sejam selecionadas espécies que possuem fenologias complementares, para que a produção de frutos e flores seja constante, fornecendo alimentos e atraindo dispersores de sementes e/ou polinizadores para o local. A reprodução precoce de certas espécies é fundamental para a dinâmica de suas populações, visto que elas conseguem se manter no ecossistema por vários anos, apresentando um melhor desempenho e sendo altamente indicadas para uso em restauração (Pywell *et al.*, 2003).

Figura 11. Indivíduos de *S. granulosoleprosum* em fase de florescimento (A) e frutificação (B). (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), abril de 2018).

Figura 12. Indivíduo de *T. micrantha* em fase de frutificação. (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), abril de 2018).

As mudas plantadas na área apresentaram uma alta sobrevivência e desenvolvimento dos seus indivíduos, tornando o plantio de mudas uma técnica ecologicamente viável e com altas taxas de sucesso. Espera-se que com mais um ciclo de crescimento o número de indivíduos locais (plantados + regenerantes) aumentem consideravelmente e ocorra a formação de uma comunidade bem estruturada, capaz de seguir uma trajetória até a fase de maturação. Entretanto, para que se atinja essa fase, é imprescindível que se faça o constante monitoramento e manutenção da área, seja com a aplicação de herbicida ou utilização de consórcios, para que a maior barreira ecológica dos trabalhos de restauração, as gramíneas exóticas invasoras, seja vencida.

5.2.2. Espécies de Recobrimento

5.2.2.1. Altura

A quebra da dominância apical pode acontecer de forma natural (Figura 13) ou artificial. Todavia, quando ela se dá de forma natural, não há garantias da sua ocorrência uma vez que ela fica condicionada a atuação de fatores bióticos (animais ou queda de galhos de árvores) e abióticos (ventos, geadas e chuvas) que venham a causar danos à gema apical. Além do mais, ela acontece ao longo do tempo e de forma inconstante. Com a retirada da gema apical, a tendência seria o estímulo à bifurcação do tronco, o surgimento de ramos laterais, com um aumento de copa e consequentemente da área sombreada por ela. Sendo aplicado simultaneamente em todos os indivíduos de recobrimento, esperava-se obter um ponto de bifurcação mais baixo, próximo ao solo, e consequentemente uma abertura de copa padronizada, maior e precoce. Assim, esperava-se obter copas maiores em relação àquelas em que esse processo não é feito e que poderiam ou não bifurcar, todavia, de forma imprevisível. Em ambos os casos, a poda intencional ou apenas com a poda natural, observa-se que nem sempre após a bifurcação do tronco e o surgimento de ramos laterais, esses ramos seguem crescendo. Por vezes, a planta acaba mantendo apenas um ramo e esse eventual ganho de área de copa não se efetiva. Portanto, em ambas as situações, na poda natural ou na induzida, não se observa, em geral, 100% de eficiência em se obter um aumento da área das copas.

Figura 13. Corte da gema apical acontecendo de forma natural por herbivoria. (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), abril de 2018).

A poda da gema apical nos indivíduos de recobrimento induziu o crescimento lateral dos mesmos, realocando parte da energia que seria utilizada no crescimento em altura para o crescimento de gemas laterais e seu desenvolvimento. Dessa forma a altura variou entre os tratamentos com poda e sem poda, onde foram encontradas diferenças significativas aos seis e nove meses ($F=6,956$, $g.l.=1$ e $P=0,00860$; $F= 21,561$, $g.l.=1$ e $P=4,37e-06$), sendo os maiores indivíduos observados aqueles que não sofreram o corte da gema apical (Figura 14). Os valores médios de altura dos indivíduos variaram entre 38,79 e 178,28 cm (Anexo B). A espécie mais alta observada foi a *Trema micrantha*, essa espécie apresenta um rápido crescimento e é amplamente utilizada nos plantios de restauração. As espécies mais baixas observadas foram *Peltophorum dubium* e *Casearia sylvestris*.

Como observado por Oliveira (2012), a associação de uma cultura agrônômica com o plantio de espécies arbóreas nativas não influenciou a altura das espécies de recobrimento, mostrando que tanto o milho quanto as espécies arbóreas tiveram alta disponibilidade de recursos para desenvolver, não ocorrendo efeito de competição entre eles no crescimento em altura dos indivíduos de recobrimento. Segundo a análise estatística, somente a poda apresentou um efeito significativo na altura dos indivíduos de recobrimento, observado na figura 14.

Figura 14. Comparação entre as alturas dos indivíduos de recobrimento que receberam o tratamento da poda da gema apical e dos indivíduos que não receberam aos seis (A) e nove meses (B) após o plantio. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017. Letras diferentes (a e b) significam que foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) segundo o teste de médias de Tukey.

Como esperado, ao se cortar a gema apical das espécies arbóreas, essas deixam de investir no crescimento em altura e passam a alocar energia no crescimento lateral, ou seja, no lançamento de novos galhos e aumento de sua copa, fato também observado por Dias (2015). Contudo, a diferença entre as alturas não apresenta desvantagens, pois a principal função das espécies de recobrimento é o sombreamento e acredita-se que essa variação da altura será compensada ao longo do seu desenvolvimento.

5.2.2.2. Bifurcação

As diferenças no crescimento em altura, decorrentes da poda da gema apical, resultaram na indução do crescimento de brotações laterais, fazendo com que ocorresse uma maior bifurcação dos indivíduos podados em comparação com os não podados (Figura 15). Portanto, diferenças significativas foram observadas aos três, seis e nove meses após o corte da gema apical ($F = 244,413$, g.l. = 1 e $P = 2e-16$; $F = 6,345$, g.l. = 1 e $P = 0,01206$; $F = 14,788$, g.l. = 1 e $P = 0,000136$). Observa-se que é alta a ocorrência da poda natural da gema apical, entretanto, não há garantias em qual momento e se ela realmente acontecerá, por isso a importância de se podar e oferecer tempo e condições de respostas semelhantes para as espécies. O número médio de galhos por indivíduo variou entre zero e nove para os indivíduos em que a dominância apical foi quebrada, demonstrando que nem todos os indivíduos podados bifurcaram. Aos nove meses, observa-se uma diminuição do número de indivíduos bifurcados para os dois tratamentos, com e sem poda da gema apical, pode ser explicada pelo aumento da morte dos indivíduos arbóreos decorrente da aplicação de herbicida.

O crescimento do número de indivíduos bifurcados, para as duas situações de poda, entre os três e seis meses de plantio pode ser explicada pela ocorrência do verão durante esse tempo. Nesse período as espécies tiveram condições ótimas de intensidade luminosa e disponibilidade de água para o seu estabelecimento e desenvolvimento.

Figura 15. Número de indivíduos que bifurcaram por meio da poda da gema apical, no mês de outubro de 2017, e de forma natural aos três, seis e nove meses após o plantio. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017.

Nove meses após o plantio, para as espécies que foram podadas, verificou-se que *Solanum granuloseprosum* apresentou maior número de indivíduos bifurcados e *Peltophorum dubium* o menor (Anexo B). Já as espécies que não foram podadas e se bifurcaram, os maiores números de indivíduos foram observados para a espécie *Alchornea glandulosa* e os menores para *Casearia sylvestris* (Anexo B). Observou-se, ao final do experimento, que as espécies com os maiores números de galhos foram *Heliocarpus popayanensis*, *A. glandulosa* e *S. granuloseprosum*, e a *P. dubium* apresentou um menor número de bifurcações (Anexo B).

Com a poda dos indivíduos de recobrimento houve uma maior bifurcação dos indivíduos, o que era esperado dado que uma vez quebrada a dominância apical, a planta produz hormônios que induzirão o crescimento das gemas laterais e iniciarão seu desenvolvimento (Gonçalves *et al.*, 2008). Como observado no estudo de Dias *et al.* (2015), o corte da gema apical e parcial anelamento do caule foram responsáveis por induzir o crescimento de ramos laterais e basais em indivíduos de *Anadenanthera macrocarpa*. A ocorrência e facilitação da indução de brotações laterais acontece em função da dinâmica hormonal da planta (Santin *et al.*, 2008). Ao se quebrar a dominância apical, há uma diminuição das concentrações de auxinas e consequente aumento das citocininas, que são os hormônios responsáveis pelo crescimento de ramos laterais, o que explica o maior número de bifurcações decorrentes da poda neste estudo (Sartori & Ilha, 2005; Hartmann *et al.*, 2011). Contudo, o aumento da bifurcação neste trabalho não induziu a um aumento da copa nos primeiros nove meses, algo esperado e também encontrado no estudo de Magnin (2014). Espera-se que ao longo dos meses seguintes a diferença esperada seja alcançada e para tanto, novos monitoramentos da área de copa serão executados para a coleta de dados que possam ser incluídos na publicação desses resultados. O levantamento de informações após mais um período de crescimento (após o verão) seria muito enriquecedor para o trabalho, visto que os indivíduos teriam condições ambientais mais propícias para o desenvolvimento de suas copas, pois seu sistema radicular já estará bem desenvolvido e a planta estabelecida no campo.

5.2.2.3. Área da Copa

A poda da gema apical não causou um aumento da copa dos indivíduos de recobrimento. Observou-se que a área da copa diminuiu significativamente com a poda das espécies, resultado consistente aos seis e nove meses após o plantio ($F= 5,129$, g.l.= 1 e $P= 0,0239$; $F= 15,025$, g.l.= 1 e $P= 0,000120$) (Figura 16). As variações entre os valores médios de cobertura da copa compreenderam o intervalo entre 1,32 e 0,06 m², representados pela *Trema micrantha* e *Myrsine guianensis*, respectivamente (Anexo B).

Ao longo do tempo de execução do estudo, verifica-se uma diminuição das áreas da copa dos indivíduos, uma vez que a última coleta de dados, nove meses após o plantio, foi realizada durante o inverno quando parte das espécies perdem suas folhas. As médias correspondentes à coleta realizada durante o outono foram 0,34 e 0,42 m², com e sem poda respectivamente. Já aos nove meses após o plantio, os valores encontrados foram 0,29 e 0,39 m², com e sem poda. Observa-se que essa diferença ainda é muito pequena, por mais que seja significativa.

Figura 16. Comparação entre as áreas da copa dos indivíduos de recobrimento que receberam o tratamento da poda da gema apical e dos indivíduos que não receberam aos seis (A) e nove (B) meses após o plantio. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017. Letras diferentes (a e b) significam que foram encontradas diferenças significativas ($p<0,05$) segundo o teste de médias de Tukey.

Ao se comparar a área das copas entre os indivíduos que foram podados e os que não receberam este tratamento, verificou-se uma maior área para este segundo grupo. Isso ocorreu devido ao período de monitoramento do experimento, nove meses, que compreendeu apenas uma fase em que as condições para crescimento eram favoráveis (verão). O ideal seria a coleta de novos dados após mais um período de crescimento, ou seja, após o verão, quando os indivíduos teriam condições ambientais propícias para o desenvolvimento de suas copas, visto que seu sistema radicular já estará bem desenvolvido e a planta estabelecida no campo. A poda proporcionou aos indivíduos uma mesma possibilidade de resposta, dado que foi realizada em todos os indivíduos no mesmo momento, ao passo que a poda natural ofereceu tempos e condições de resposta distintos, por ocorrer de forma variada condicionada a fatores bióticos e abióticos. Assim, à medida que os indivíduos em que a dominância apical foi naturalmente quebrada desenvolveram suas copas em épocas variadas, os indivíduos não podados seguiram o seu desenvolvimento e consequente incremento na área de suas copas e aqueles indivíduos em que se realizou a poda tiveram uma resposta síncrona e única.

A análise anterior foi realizada utilizando todos os dados coletados de área de copa, entretanto observaram-se indivíduos que não se bifurcaram quando podados e indivíduos que bifurcaram naturalmente quando

em tratamentos em que a poda não foi realizada. Ao se filtrarem esses dados, pode-se realizar uma comparação entre somente os indivíduos das espécies pertencentes aos tratamentos com poda que efetivamente bifurcaram e mantiveram no tempo mais de um ramo crescendo e compondo a copa e os indivíduos dos tratamentos nos quais a poda não foi executada que apresentaram um único fuste, sem bifurcações, ou seja, não sofreram poda natural e mantiveram um só eixo de crescimento vertical originando a copa (Tabela 5).

Tabela 5. Número e porcentagem de indivíduos que bifurcaram e não bifurcaram nos dois tratamentos, com e sem a poda da gema apical. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017.

		Número de Indivíduos	Porcentagem de Indivíduos (%)
Com Poda	Bifurcados	168	30,38
	Não Bifurcados	118	21,34
Sem Poda	Bifurcados	123	22,24
	Não Bifurcados	144	26,04
Total		553	100

Tem-se que os indivíduos que tiveram a dominância apical quebrada e bifurcaram, consequentemente apresentaram copas significativamente maiores do que os indivíduos que não foram podados e não bifurcaram naturalmente ($F = 6,601$, g.l. = 1 e $P = 0,0107$) (Figura 17). As médias das áreas das copas foram de 0,39 e 0,28 m² respectivamente para os tratamentos com o corte da gema apical e aqueles onde essa operação não foi realizada. Esse resultado demonstra que, já aos nove meses, a poda efetivamente aumenta a área de copa em relação a indivíduos sem poda artificial ou natural, indicando o potencial dessa técnica em aumentar a cobertura local.

Figura 17. Comparação entre as áreas da copa dos indivíduos de recobrimento que receberam o tratamento da poda da gema apical e se bifurcaram, e dos indivíduos que não receberam e apresentaram um único fuste aos nove meses após o plantio das mudas. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017. Letras diferentes (a e b) significam que foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) segundo o teste de médias de Tukey.

A espécie que mais se destacou em todos os tratamentos foi a *Trema micrantha*, de todas as espécies ela apresentou a maior copa (Anexo B). As espécies que apresentaram menor copa variaram dentro dos tratamentos (Anexo C). No tratamento M+P, as espécies com menores áreas de copa foram *C. floribundus*, *P. dubium* e *M. guianensis*. No tratamento M, *M. guianensis* apresentou a menor área de copa. No tratamento C, *P. dubium*. No tratamento P, *M. guianensis*, *P. dubium* e *C. myrianthum* apresentaram as menores copas.

5.2.3. Espécies de Diversidade

5.2.3.1. Altura

Assim como nas espécies de recobrimento, observou-se que o milho não teve efeito negativo decorrente da competição no crescimento em altura das espécies de diversidade que foram utilizadas (Figura 18).

A altura média final dos indivíduos de diversidade variou entre 84,96 e 10,91 cm, referentes aos indivíduos de *Lafoensia pacari* e *Balfourodendron riedelianum* respectivamente (Anexo D). Na figura 18, nota-se que há um crescimento das espécies nos tratamentos com ausência de milho entre os seis e nove meses após o plantio, onde as médias da altura aumentaram de 48,44 para 50,66 cm provavelmente causada pela aplicação de herbicida que criou condições favoráveis para o desenvolvimento dos indivíduos sobreviventes.

Figura 18. Comparação entre as alturas dos indivíduos de diversidade nos tratamentos com presença e ausência do plantio de milho nas entrelinhas de plantio das espécies nativas, aos seis (A) e nove (B) meses após a implantação do experimento. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017. Letras iguais significam que não foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) segundo o teste de médias de Tukey.

O maior crescimento em altura foi observado durante os primeiros seis meses após o plantio das mudas, período que englobou o verão, quando as características são as mais propícias para a realização da fotossíntese, luz e água em abundância, e consequentemente, aumento da biomassa. Mesmos resultados foram observados por Bristow *et al.* (2005), Wishnie *et al.* (2007) e Charles *et al.* (2018). Os tratamentos não influenciaram a altura das espécies de diversidade, porém estudos demonstram que espécies arbóreas, quando consorciadas com espécies agrônômicas, apresentam maiores alturas (Schreiner e Balloni, 1986; Schreiner e Baggio, 1986; Marques, 1990; Oliveira, 2012). Espera-se que após mais uma fase de crescimento (verão), o milho atuará dessa mesma forma no desenvolvimento das espécies nativas de diversidade.

5.3. Cobertura de Gramíneas Invasoras

No experimento de semeadura direta, a presença do milho na entrelinha fez o papel de dossel transitório no plantio contribuindo para o controle de gramíneas invasoras. O tratamento A (presença de milho na entrelinha) apresentou valores menores de cobertura de gramíneas invasoras, indicando que o milho atuou positivamente no controle dessas invasoras. As médias da porcentagem de cobertura do solo por gramíneas invasoras para os tratamentos A e B foram 6,17 e 7,01%, respectivamente (Figura 19). Devido a esse efeito positivo do milho no

controle das gramíneas, no experimento com o plantio de mudas optou-se por continuar utilizando essa cultura aliada ao aumento da área das copas por meio do corte da gema apical.

Figura 19. Comparação entre as coberturas de gramíneas para os tratamentos com milho e sem milho, onde foi observada diferença significativa entre os mesmos através do teste de Wilcoxon. Letras diferentes (a e b) significam que foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$). (Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), abril de 2017).

No segundo experimento, no qual se realizou o plantio de mudas associado ao plantio de milho e/ou poda da gema apical das espécies de recobrimento, os resultados encontrados para a cobertura de gramíneas invasoras corroboram aqueles encontrados no primeiro experimento, que englobava a semeadura direta de espécies arbóreas com a implantação do milho nas entrelinhas ou manutenção tradicional via capina química. Tem-se que a cobertura de gramíneas exóticas invasoras (GEI) foi significativa para os tratamentos que são caracterizados pela presença de milho na entrelinha de plantio, onde foram observados menores valores médios de cobertura ($F = 5,466$, g.l. = 1 e $P = 0,0216$) (Figura 20). Aos seis meses após o plantio, a porcentagem de cobertura foi de 46,14 e 63,22% para os tratamentos com e sem milho, respectivamente.

O controle das gramíneas foi realizado três meses antes da última coleta de dados para os tratamentos onde o milho estava ausente. Como consequência, as coberturas de GEI igualaram-se estatisticamente tanto na presença quanto na ausência do milho, apresentando médias de 28,94 e 16,92% respectivamente. A poda não teve influência na cobertura do capim, visto que não foram identificadas diferenças significativas ($F = 1,005$, g.l. = 1 e $P = 0,3187$).

Figura 20. Comparação entre as coberturas de gramíneas exóticas invasoras (GEI) nos tratamentos com presença e ausência do plantio de milho nas entrelinhas de plantio das espécies nativas, aos seis (A) e nove (B) meses após a implantação do experimento. Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), outubro de 2017. Letras diferentes (a e b) significam que foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) segundo o teste de médias de Tukey.

Portanto, o milho cumpriu o objetivo de controlar as gramíneas invasoras e substituir a aplicação de herbicidas, uma vez que sua atuação não apresentou diferenças significativas em relação a aplicação de herbicidas na cobertura de gramíneas após os nove meses de plantio. O controle das GEI deu-se pelo sombreamento causado pelo milho, uma vez que essas espécies não se desenvolvem bem na ausência de luz. Outros autores encontraram resultados similares ao deste estudo, Leonel *et al.* (2009) verificou uma diminuição da produção de gramíneas forrageiras decorrente da presença do milho e Martins (2011) encontrou resultados semelhantes com a utilização de adubos verdes. A limitação do acesso à luz por meio do sombreamento causado por culturas agrícolas ocasiona efeitos diversos nas GEI, como por exemplo, a diminuição da matéria seca nas raízes (Oliveira e Souto, 2001), redução da densidade de perfilhos (Paciullo *et al.*; 2008) e do rendimento como forrageira (Castro *et al.*, 1999; Pivello *et al.*, 1999; Carvalho *et al.* 2002; Kallenbach *et al.* 2006). Por serem plantas C4, as taxas fotossintéticas são elevadas quando há uma alta intensidade luminosa, ocasionando um grande crescimento e acúmulo de biomassa (Blenkinsop & Dale, 1974). Leonel *et al.* (2009) explicam que a diminuição da ocorrência de fotossíntese deve-se ao alto

requerimento de energia das plantas C4 para a realização da síntese dos fotoassimilados, sendo a energia oriunda da luz. Em condições de sombreamento a fotossíntese fica comprometida.

O milho em conjunto com as espécies nativas proporciona uma grande variedade de vantagens que vão além da cobertura do solo e controle de gramíneas, como o controle de erosão (Young, 1989), um problema muito frequente em áreas degradadas no Brasil, que inclusive foi observado em algumas parcelas deste experimento. Além da proteção do solo e sua melhoria física, a associação de espécies arbóreas e agrícolas atuam na melhoria química do solo pela da ciclagem de nutrientes, consequente aporte de matéria orgânica (Young, 1989; Schroth *et al.*, 2002; Yadav *et al.*, 2008), menor perda de nutrientes por lixiviação (Young, 1989; Bertalot, 2003), maior e mais eficiente absorção dos nutrientes em suas camadas mais profundas e estimula a atividade microbiana (Bertalot, 2003). Com o solo protegido, ocorre uma maior absorção e retenção de água, resultado da interceptação das chuvas pelas espécies plantadas e do aumento da sua porosidade em função do crescimento radicular e atividade de organismos. Diferenças entre o solo sob plantio convencional e consórcio de indivíduos arbóreos e agrícolas foram observadas por Carvalho *et al.* (2004), o segundo apresenta menor compactação, maior número de poros e melhor estrutura dos agregados. Outra vantagem em se aliar o plantio de nativas com culturas anuais é a utilização de espécies arbóreas fixadoras de nitrogênio, pois seu longo ciclo de vida, em comparação com leguminosas anuais permite que elas disponibilizem uma maior quantidade de nitrogênio, além de serem mais eficientes na absorção de água e outros nutrientes devido à profundidade de suas raízes (Dommergues, 1995). Com relação ao presente estudo, a utilização de espécies fixadoras de nitrogênio traria grandes benefícios à cultura do milho e ainda reduzir os gastos com adubação, uma vez que o milho absorve elevadas quantidades de N e é dependente de adubação de cobertura para fornecimento deste elemento (Coelho *et al.*, 2002). Os resultados mostram que o milho não afetou negativamente o crescimento das espécies arbóreas, visto que ele criou condições microclimáticas favoráveis para o desenvolvimento das nativas, assim como no experimento de Silva (2015). Como exemplo, vale ressaltar a capacidade do milho de absorver água do solo e atuar de forma análoga a um micro aspersor, aumentando a umidade relativa e favorecendo a absorção de umidade pelas espécies nativas (Marihus Altoé Baldotto, Universidade Federal de Viçosa, comunicação pessoal em 27 de novembro de 2018). Na literatura, encontram-se registros de que a produção do milho aumentou quando em consórcio com as espécies nativas (Moniz, 1987; Queiroz *et al.*, 2008), fato relacionado à melhoria do solo que ocorre em função desta técnica.

A utilização de culturas anuais torna a restauração uma técnica mais acessível e atrativa para os proprietários rurais, visto que durante todo o processo serão utilizadas técnicas semelhantes àquelas que eles já estão habituados e realizam constantemente nas suas atividades diárias (Rodrigues *et al.*, 2007; Vieira *et al.*, 2009; Durigan *et al.*, 2013). Além da inclusão dos proprietários nas atividades de restauração, as culturas agrícolas possibilitam uma geração de renda através da sua produção, dessa forma o incentivo para sua participação é maior. Portanto, a interação entre ecologia e modelos agrícolas de produção resulta em técnicas alternativas com maior viabilidade em comparação aos modelos tradicionais de produção, onde não há a conciliação entre a utilização da terra e a conservação ambiental (Scherr e Mcneely, 2002). Como discutido anteriormente, são inúmeros os ganhos, diretos e indiretos, provenientes da utilização desses novos modelos, devido à possibilidade de obter uma produção diversificada, livre de efeitos econômicos sazonais, de forma ambientalmente responsável (Sampaio, 2013). Embora nosso objetivo não seja a produção do milho, a literatura mostra que essa cultura tem um alto potencial para ser utilizada nos plantios de restauração e amortizar os custos do mesmo. A produção média por hectare de milho gira em torno de 4000kg/ha de milho grão (Cruz *et al.*, 2010) e 60 ton/ha de silagem (Fontaneli *et al.*, 2011).

A produção do milho no estudo em questão não pôde ser avaliada, mas os próximos estudos devem avaliar o potencial produtivo do milho, uma vez que ele é um grande atrativo para que os proprietários rurais optem por essa técnica. Na semeadura direta, o desenvolvimento e crescimento do milho cumpriu com o seu objetivo, observando-se a produção de espigas e o controle das gramíneas (Figura 21). Esse fato foi atribuído à variedade do milho utilizada que era própria da região e da safra de 2016, apresentando um alto poder germinativo e, além disso, na adubação foi utilizada uma formulação mais próxima do ideal para a cultura do milho (NPK 8-28-16). No entanto a produção de espigas não pôde ser avaliada por questões logísticas. Como o experimento de semeadura não apresentou sucesso, não houve tempo para que ocorresse essa avaliação, pois a área já deveria ser preparada para a implantação do segundo experimento. Com relação ao plantio de mudas aliado à cultura do milho, também não foi possível avaliar a sua produção, visto que a cultivar utilizada apresentou sementes de baixo vigor, pertencentes à safra de 2016, o que comprometeu sua germinação em campo. Como as sementes eram de uma safra anterior ao ano de plantio, essas exauriram suas reservas por meio da sua respiração, perdendo seu poder germinativo e vigor, explicando a baixa emergência encontrada e desenvolvimento aquém do esperado (Figura 22). Outra hipótese seria a utilização de uma dose insuficiente de adubo, sendo utilizada metade da dose correta, dificultando ainda mais o desenvolvimento das plantas que emergiram e justificando a produção de espigas menores que o tamanho ideal (Figura 23). Contudo, mesmo com a baixa emergência de indivíduos de milho e seu desenvolvimento dificultado, sua atuação na cobertura de gramíneas foi significativa, cumprindo o objetivo do trabalho. O ideal para que a produção alcance os níveis médios é a aquisição de sementes da safra do mesmo ano em que se realizará o plantio, a realização da adubação correta e, se necessário, a realização de adubação de cobertura. Para melhoria do controle de gramíneas pode-se adensar o plantio do milho, utilizando-se cultivares para produção de silagem em um espaçamento de até 50 x 25 cm, aumentando o sombreamento sem que haja efeitos negativos nas espécies nativas

Figura 21. Desenvolvimento do milho implantado juntamente com a semeadura direta das espécies nativas em dezembro de 2016 no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP).

Figura 22. Desenvolvimento do milho implantado juntamente com o plantio de mudas de espécies nativas em dezembro de 2016 no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP).

Figura 23. Milho seco atuando como cobertura do solo (A) e espiga de milho de tamanho reduzido produzida no Município de Espírito Santo do Pinhal (SP), abril 2018.

Teoricamente, o milho para produção de grãos apresenta duas safras por ano e o milho para silagem pode apresentar até quatro safras. Entretanto, essas altas produtividades ocorrem em áreas altamente tecnificadas, onde todas as condições ambientais são controladas. Na prática, essa produtividade torna-se inatingível, uma vez que é alta a dependência das condições climáticas e muita das vezes não há recursos para investir em tecnologias de produção. No caso da restauração de áreas degradadas, o plantio do milho pode ser realizado durante os dois primeiros anos,

após esse tempo as árvores começam a recobrir a área e as condições não permitem o desenvolvimento do milho. Portanto, não se justifica o alto investimento em tecnologias para somente dois anos de plantio. A alternativa seria uma produção de duas safras de milho por ano, uma de silagem (ciclo de vida de 90 a 120 dias) e outra de milho para grãos (ciclo de vida de 120 a 150 dias).

As operações necessárias seriam:

- Controle das gramíneas invasoras seguido do preparo do solo;
- Plantio das espécies nativas no espaçamento 3 x 2 m e do milho para produção de silagem nas entrelinhas no espaçamento de 50 x 25 cm, que deve ser realizado no início das chuvas;
- Juntamente com o plantio, realizar a adubação das nativas e do milho, utilizando 200g/ muda de NPK 9-36-12 e 350 kg/ha de adubo 8-28-16 mais micronutrientes;
- Realização da adubação de cobertura do milho com o NPK 20-0-20;
- Corte manual ou com roçadeira costal dos indivíduos do milho, fazer montes na área e com um trator moer todo o material;
- Após a retirada do milho do sistema, avaliar a necessidade da realização de outra aplicação de herbicida;
- Plantio do cultivar de milho para produção de grãos no espaçamento de 75 x 25 cm nas entrelinhas de plantio das mudas;
- Após a maturação das espigas, realizar a colheita das espigas e o tombamento dos indivíduos de milho;
- Incorporar o milho no solo ou não, utilizando-se uma roçadeira e repetição, ou não, dos mesmos passos anteriores para o segundo ano de plantio, segundo a sequência de controle que se queira implementar.

Dessa forma, durante dois anos de condução desse sistema, o milho produziria em média 8000 Kg.ha⁻¹ de milho grão e 120 ton.ha⁻¹ de silagem, a comercialização desses produtos iria amortizar os custos de implantação e condução do mesmo.

Além dessa alternativa proposta, têm-se um leque de alternativas que podem ser implantadas, como a utilização de outras culturas além do milho, em um sistema de rotação de culturas. Nesse caso, poderiam ser utilizadas outras culturas agronômicas, como o girassol, milheto, soja, trigo, entre outras. A escolha das culturas deve levar em consideração a capacidade de sombreamento do solo para que ocorra o controle de gramíneas e sua proteção contra processos erosivos. Dentro do contexto do presente estudo, uma das maiores vantagens da rotação de culturas agronômicas seria a possibilidade de diversificação da produção e, conseqüentemente, da renda oriunda da mesma, trazendo uma maior estabilidade para o produtor nos primeiros dois anos da restauração (Gonçalves *et al.*, 2007). Além da utilização de culturas agronômicas, podem ser implantadas culturas de adubação verde para que haja a proteção do solo e melhoria das suas qualidades físicas, químicas e biológicas. Portanto, não existe uma única estratégia, a escolha das culturas a serem utilizadas como cobertura transitória vai depender do grau de degradação da área, preferências do produtor, mercado agrícola da região e das características de cada espécie.

5.4. Custos

O custo total da semeadura de 2,33 hectares, incluindo todas as etapas prévias à semeadura e todos os tratamentos avaliados, para um período de sete meses foi de R\$ 16.335,37 (Subtotal com milho + Aplicação de Herbicida) (Tabela 6). Um pouco mais da metade do valor total corresponde ao custo da mão-de-obra utilizada (R\$ 7.438,11), sendo o elemento mais oneroso constituinte do valor total dessa atividade. Para semear um hectare foram necessários um total de três trabalhadores, 18 horas de trabalho e R\$ 5.597,54. A diferença de preços entre os

tratamentos é da ordem de R\$ 954,72/ha. O tratamento onde se plantou o milho na entrelinha é o mais vantajoso, pois além de apresentar benefícios ecológicos com o controle das plantas daninhas, ele apresenta também benefícios econômicos para o proprietário, dado que sua implantação é de menor custo e ainda é possível ter um retorno econômico proveniente da produção do milho. A atividade de controle químico para o caso do primeiro experimento, semeadura direta, varia em torno de R\$ 1.053,35/ha. Segundo dados fornecidos pela International Paper, um plantio de mudas nativas necessita de até seis aplicações de herbicida por ano de plantio, durante dois anos, dessa forma o valor total referente ao controle químico seria de R\$ 12.640,20/ha, valor maior do que o necessário para a implantação de todo o projeto de semeadura com o plantio de milho na entrelinha.

Tabela 6. Estimativa de custos unitários e totais em reais por hectare da implantação do estudo de semeadura direta e semeadura do milho e custos de manutenção durante os três primeiros meses. Dados fornecidos pela International Paper para o Município de Espírito Santo do Pinhal, fevereiro de 2017. Subtotal com o milho= custo de todas as atividades excluindo a aplicação de herbicida e Subtotal com o herbicida= custo de todas as atividades excluindo o plantio de milho na entrelinha.

CUSTOS SEMEADURA				
Sementes				
	Preço Médio/Kg	Quantidade (Kg)		Total (R\$)
Nativas	123,45	22,5		2.777,625
Milho	3,83	60		229,8
Preparo do Solo				
	Preço/Hora	Quantidade (Horas)		Total (R\$)
Trator de esteira	253,11	8		2.024,88
Subsolador	324,17	8		2.593,36
Semeadura				
	Preço da Diária	Quantidade (Dias)	Quantidade (Pessoas)	Total (R\$)
Mão de obra	201,03	5	5	5.025,75
	Preço/Ton	Quantidade (Kg)		Total (R\$)
NPK 9-36-12	1.759,17	699		1.229,66
Aplicação de Herbicida				
	Preço da Diária	Quantidade (Dias)	Quantidade (Pessoas)	Total (R\$)
Mão de obra	201,03	3	4	2.412,36
	Preço/Kg	Quantidade (Kg)		Total
Herbicida (Scout)	18,00	2,33		41,94
			Subtotais (R\$)	Total/hectare (R\$)
Subtotal com o milho			13.881,07	5.957,54
Subtotal com o herbicida			16.105,57	6.912,26
			Diferença (R\$)	954,72

Com relação ao segundo experimento realizado, o custo total de implantação do experimento de plantio de mudas em 1,92 hectares, incluindo todas as etapas prévias ao plantio e todos os tratamentos aplicados, para um período de nove meses foi de R\$ 32.345,35 (Subtotal com o milho + Aplicação de Herbicida) (Tabela 7). A mão-de-obra representa a parte mais onerosa de qualquer projeto de restauração, nesse caso observou-se que esse elemento corresponde à 59,67% (R\$ 19.298,88) do valor total dessa atividade. O plantio de um hectare de mudas demandou um total de seis trabalhadores, 21 horas de trabalho e R\$ 12.849,82. Para esse caso, o valor total referente ao controle químico das gramíneas durante os dois primeiros anos de plantio seria de R\$ 47.960,63/ha, valor consideravelmente maior do que o necessário para a implantação de todo o projeto de semeadura com o plantio de milho na entrelinha (R\$ 13.881,07).

Tabela 7. Estimativa de custos unitários e totais em reais por hectare da implantação do estudo de plantio de mudas e semeadura do milho e custos de manutenção durante os nove primeiros meses. Dados fornecidos pela International Paper para o Município de Espírito Santo do Pinhal, fevereiro de 2017. Subtotal com o milho= custo de todas as atividades excluindo a aplicação de herbicida e Subtotal com o herbicida= custo de todas as atividades excluindo o plantio de milho na entrelinha.

CUSTOS PLANTIO DE MUDAS				
Sementes				
	Preço Médio/Kg	Quantidade (Kg)		Total (R\$)
Milho	17,95	60		1.077,00
Mudas				
	Preço Médio/Milheiro	Quantidade		Total (R\$)
Mudas	1.000,00	3770		3.770,00
	Preço da Diária	Quantidade		Total (R\$)
Transporte	79,42	1		79,42
Preparo do Solo				
	Preço/Hora	Quantidade (Horas)		Total (R\$)
Subsolador	324,17	8		2.593,36
Plantio				
	Preço da Diária	Quantidade (Dias)	Quantidade (Pessoas)	Total (R\$)
Mão de obra	201,03	5	10	10.051,50
	Preço/Ton	Quantidade (Kg)		Total (R\$)
Adubo (NPK 4-14-8)	1.880,00	720		1353,6
Adubo (NPK 9-36-12)	1.759,17	735		1.292,99
Irrigação				
	Preço/Hectare	Número de Irrigações	Número de Hectares	Total (R\$)
Caminhão Pipa	380,93	3	2,45	2799,83
Controle de Formigas				
	Preço da Diária	Número de Controles	Quantidade (Pessoas)	Total (R\$)
Mão de obra	201,03	2	4	1.608,24
	Preço/Kg	Quantidade (Kg)		Total (R\$)
Isca Granulada	6,22	7,35		45,71
Aplicação de Herbicida				
	Preço da Diária	Quantidade (Dias)	Quantidade (Pessoas)	Total (R\$)
Mão de obra	201,03	2	19	7.639,14
	Preço/Kg	Quantidade (Kg)		Total (R\$)
Herbicida (Scout)	18,00	1,92		34,56
			Subtotais (R\$)	Total/hectare (R\$)
Subtotal com o milho			24.671,65	12.849,82
Subtotal com o herbicida			29.975,36	15.612,17
Diferença (R\$)				2.762,35

O custo total da semeadura direta foi de R\$ 7.010,89 por hectare, incluindo os dois tratamentos aplicados, apresentando um menor valor em relação ao plantio de mudas. Segundo Brancalion *et al.* (2015), os custos com restauração de áreas podem chegar até R\$30.000,00 por hectare, sendo dependente do potencial de resiliência da área e da possibilidade do uso de tecnologias no plantio. A área em estudo apresentou um baixo potencial de resiliência, tornando-se impossível realizar a sua restauração pela condução da regeneração natural. Portanto, optou-se pela realização do plantio de mudas realizando um investimento inicial de R\$ 16.846,54 por hectare, incluindo todos os tratamentos aplicados, valor um pouco mais alto do que os valores apresentados pela literatura (Engel e Parrota,

2001; Brancalion *et al.*, 2015) e consideravelmente maior do que os valores médios de instalação e condução dos plantios realizados pela International Paper no primeiro ano de plantio (R\$ 4.000,00/ha). A redução de custo observada entre a semeadura direta e o plantio de mudas foi da ordem de 58,38%, valores de redução próximos também foram encontrados por Bullard *et al.* (1992), Engel e Parrota (2001), Cole *et al.* (2011) e Meli *et al.* (2017).

No estudo, os maiores investimentos realizados foram relacionados à mão-de-obra para a execução das atividades de implantação e manutenção do experimento. As diferenças observadas entre as duas técnicas são decorrentes do maior número de trabalhadores necessários para o plantio de um hectare de mudas em comparação com a semeadura direta, seis e três trabalhadores respectivamente. Outro fator que torna a utilização de mudas mais onerosa é o seu preço, enquanto a compra das mudas fica em torno de R\$ 1.963,54/ha, desconsiderando o preço do seu transporte, a aquisição das sementes para esse experimento custa R\$ 1.192,12/ha, valor inferior ao encontrado por Araki (2005) para a compra de sementes de 20 espécies nativas por hectare (R\$ 2.395,00). Essa diferença é resultado do processo de produção das mudas, uma vez que no seu preço final são incorporados todos os custos necessários para sua produção, desde a coleta das sementes até a sua expedição do viveiro. Os autores Holl & Aide (2011) e Chazdon & Guariguata (2016) sugerem que o custo total de um projeto de restauração é aliado à intensidade da intervenção antrópica para desencadear os processos de restauração, consequentemente, as características da área degradada e seu entorno influenciam esse valor total de investimento.

A utilização de uma técnica não exclui a outra, o ideal é serem utilizadas vários métodos combinados que aumentarão o sucesso da restauração e também proporcionarão uma amortização do capital necessário para a realização de tal atividade. A combinação entre espécies de recobrimento que apresentaram potencial para a semeadura direta e a implantação de mudas de diversidade após o fechamento do dossel seria um exemplo de técnica que possivelmente apresentaria grande sucesso e um menor custo em comparação com o plantio total de mudas. É importante destacar que essas técnicas ainda precisam ter seus métodos melhorados, principalmente a semeadura direta, o seu aperfeiçoamento tornaria a restauração florestal uma técnica mais atrativa para os agricultores. Portanto, pesquisas relacionadas à restauração devem ser realizadas para que o sucesso do método seja constante em todas as regiões, formando comunidades mais uniformes e representativas.

O milho, além de apresentar vantagens ecológicas, também apresenta vantagens econômicas. O estudo em questão mostrou a ocorrência de uma diminuição dos custos referente à substituição do controle químico de gramíneas invasoras pela presença do milho na entrelinha, diminuição nos custos totais de 17,7% para o plantio de mudas e 13,81% para a semeadura direta. Entretanto, o que torna o milho mais atrativo aos olhos daqueles que possuem áreas a serem restauradas é a possibilidade de um retorno financeiro que muitas das vezes tem o potencial de gerar capital suficiente para pagar por toda a implantação da restauração. Embora o objetivo do trabalho não fosse avaliar a produção do milho, estimativas foram feitas com relação a produção média de milho por hectare e a receita que ela geraria. Observou-se que o milho produziria em torno de 51 sacas que seriam vendidas a R\$ 35,00 a unidade, gerando uma renda de R\$ 1.792,00 por hectare, o que corresponde a 13,95% do custo total do plantio de mudas e 30,08% do valor total da semeadura, ou seja, o milho amortizaria os custos de implantação e condução das ações de restauração. Resultados similares foram encontrados por Oliveira *et al.* (1998), onde a implantação de quatro linhas de milho nas entrelinhas de plantio de pinus reduziu os custos iniciais a zero e geraram uma renda da ordem de 29% dos custos de implantação. Marques (1990) observou a diminuição dos custos de implantação e manutenção de espécies florestais decorrentes da produção de milho nas entrelinhas da ordem de 21 e 64%, nos dois primeiros anos de plantio. Retornos financeiros oriundos da produção de milho nas entrelinhas também foram constatados nos estudos de Castillo (1977) e Oliveira (2012).

O modelo de restauração proposto no item anterior, englobando dois anos e quatro cultivos intercalados de milho para grão e silagem, em condições ideais de adubação e viabilidade das sementes, em um cenário ótimo produziria por volta de 38,4 ton.ha⁻¹ de silagem e 51 sacas de grãos de milho, os preços de mercado encontrados foram R\$ 180,00 a tonelada de silagem e R\$ 35,00 a saca do grão de milho (Antônio Custódio Diniz, técnico em agropecuária da Universidade Federal de Viçosa, comunicação pessoal em 28 de novembro de 2018). Portanto, o montante final gerado pela produção do milho após o primeiro ano de implantação do projeto seria de R\$ 8.704,00, gerando uma renda adicional de R\$ 2.746,46 reais quando a técnica utilizada for a semeadura e no plantio de mudas ocorreria a amortização de 67,74% dos custos totais de implantação e condução. Entretanto, não se obtiveram dados referentes à colheita, processamento e comercialização do milho, esses valores devem ser considerados em análises futuras. Dessa forma, o milho é uma cultura de grande potencial para uso nos projetos de restauração florestal, haja vista que ele promove melhorias ecológicas no ambiente e tem grande potencial econômico em todas as regiões do Brasil.

Os objetivos propostos neste trabalho foram alcançados com êxito. Apesar do resultado encontrado ter mostrado baixos valores de emergência para as espécies arbóreas semeadas, observou-se uma alta riqueza na comunidade formada, e sua eficiência ecológica pôde ser avaliada, os fatores que a influenciam foram identificados e sugestões para a melhoria da técnica foram realizadas. Com relação ao plantio de mudas, avaliou-se a sobrevivência, estabelecimento e desenvolvimento das mudas plantadas, que mostraram um ótimo desempenho em campo. A poda da gema apical mostrou-se uma técnica com potencial para o aumento da copa das espécies de recobrimento, entretanto os dados precisam ser coletados por um maior período de tempo. O maior destaque deve ser dado ao milho, que nos dois experimentos cumpriu seu papel no controle das gramíneas, mostrando-se uma cultura com um grande potencial ecológico, econômico e social para utilização nas ações de restauração.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O método da semeadura direta de espécies arbóreas deve ser aprimorado para ser utilizado em larga escala. No presente estudo, o maior fator limitante foi a ocorrência de chuvas intensas que provocaram o carreamento, soterramento e inviabilização da maioria das sementes utilizadas nos experimentos. No entanto, esse problema pode ser contornado por meio da proteção das sementes, plantio em épocas em que as chuvas são mais amenas e preparo do solo de forma que ele não fique exposto.

O presente estudo utilizou uma baixa diversidade de espécies em comparação com a diversidade usualmente utilizada em projetos de restauração (por volta de 80 espécies). A baixa diversidade aqui empregada foi em função do espaço disponível para a implantação dos experimentos e dos requerimentos estatísticos para que as análises realizadas fossem confiáveis. Entretanto, a recomendação é que se utilize altas diversidades de plantio ou semeadura para que haja maior possibilidade das fases de estruturação e consolidação serem encaminhadas.

O plantio de mudas apresentou altas taxas de sobrevivência que não foram reduzidas pela poda da gema apical ou do plantio de milho na entrelinha em comparação com o controle (herbicida). Entretanto, a aplicação de herbicida pode ter causado a morte de vários indivíduos nos tratamentos em que ela foi realizada. A poda da gema apical apresentou potencial para ser utilizada em projetos de restauração. As espécies que apresentaram os melhores crescimentos da área da copa após o corte da gema apical foram *H. popayanensis*, *A. glandulosa* e *S. granulosoleprosum*, sendo indicadas para a utilização futura dessa técnica com o intuito de aumentar a copa. Espera-se que após mais um ciclo de crescimento, essas espécies apresentarão maiores copas e já atuarão no controle das gramíneas invasoras pelo sombreamento. Monitoramentos futuros são necessários para avaliar o crescimento das copas dos indivíduos que tiveram sua dominância apical quebrada e seu possível efeito no controle de gramíneas, além de indicar aquelas espécies que melhor respondem ao corte da gema apical, desenvolvendo as brotações laterais e aumentando suas copas.

O milho apresentou resultados semelhantes aos da aplicação de herbicidas para o controle de gramíneas invasoras, além de ter reduzido os custos de implementação da restauração florestal, quando comparado com a utilização da capina química, mostrando-se assim uma técnica viável. A produção do milho foi estimada nesse trabalho, todavia é importante que estudos sobre a produtividade do milho e a possível renda gerada por ela sejam realizados, incluindo os gastos referentes a sua colheita, beneficiamento e comercialização.

Mais pesquisas são necessárias para que a semeadura direta obtenha sucesso em diferentes regiões do país, fazendo-se necessária a identificação das barreiras ecológicas e criação de técnicas que as superem. A associação de métodos e técnicas deve ser considerada para aumentar o sucesso dos projetos de restauração, uma vez que eles podem ser complementares e atingir maiores taxas de sombreamento num menor tempo, desencadeando as fases do processo de restauração. Portanto, estudos que aliem semeadura direta, plantio de mudas, técnicas que visam a um rápido fechamento de dossel e cobertura transitória na entrelinha são fundamentais para que a prática da restauração desenvolva-se e seja uma técnica mais acessível para todos aqueles que necessitam adequar suas propriedades à legislação vigente.

Este trabalho apresentou vantagens ecológicas, econômicas e sociais. Ecologicamente, a técnica aqui proposta tem potencial de desencadear o processo de estruturação, garantir a consolidação e encaminhar a maturação da comunidade florestal formada. Se os métodos forem realizados de forma correta com todo o embasamento teórico necessário, o produto final será uma comunidade florestal biodiversa e autossustentável. O milho forneceu

uma fonte alternativa de renda para os restauradores que pode cobrir ou amortizar todos os gastos com a implantação dos projetos de restauração. E por fim, a cultura agronômica na entrelinha proporciona um maior envolvimento dos pequenos produtores nas ações de restauração, uma vez que eles já estão familiarizados com os procedimentos necessários para sua implantação e a possibilidade da geração de renda é um grande atrativo para que eles apoiem essas ações.

7. CONCLUSÃO

A semeadura apresentou uma alta riqueza, apesar do baixo número de indivíduos que emergiram, demonstrando que esse método tem o potencial para formar comunidades biodiversas. Entretanto, mais estudos são necessários para o seu aprimoramento e sua utilização em larga escala. O plantio de mudas apresentou altas taxas de sobrevivência em campo para todas as espécies utilizadas, mostrando-se uma técnica com alta eficiência ecológica. Os custos referentes à semeadura direta foram menores comparados com o plantio de mudas.

A poda da gema apical aumentou o número de indivíduos bifurcados e não teve influência na taxa de mortalidade dos mesmos, mostrando-se uma técnica com potencial para a utilização nos plantios de restauração. Ao se compararem os indivíduos podados que bifurcaram e os não podados que não bifurcaram, houve um aumento da área da copa referente ao corte da gema apical. Portanto, essa técnica tem o potencial de aumentar as áreas da copa e consequentemente aumentar o sombreamento da área, sendo necessários futuros estudos.

A presença do milho atuou controlando eficientemente as gramíneas invasoras, sendo uma espécie com alto potencial para utilização em plantios de restauração, e não afetou negativamente a sobrevivência e o desenvolvimento das espécies arbóreas, tanto no experimento de semeadura quanto no plantio de mudas. Em alguns casos ele criou condições mais favoráveis para o desenvolvimento dos indivíduos arbóreos. Além do mais, o milho pode ser uma fonte de renda durante os primeiros dois anos dessa atividade tornando-a mais atrativa para os agricultores, além de atuar socialmente na inclusão dos pequenos produtores nas ações de restauração.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, A.G. 2012. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração.** 2012. 168p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- AGUIRRE, A. G. ; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. 2015. “Potencial Da Semeadura Direta Na Restauração Florestal de Pastagem Abandonada No Município de Piracaia, SP, Brasil.” **Hoehe** 42(4):629–640p.
- AGRITEMPO. 2018 **Sistema de monitoramento agrometeorológico.** Disponível em:<<http://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/Estatisticas/index.jsp?siglaUF=SP>>. Acesso em: 06 dez. 2018.
- ALMEIDA, N.O. 2004. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas.** 2004. 269p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- ALVAREZ, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. 2013. Köppen’s climate cassification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22 (6) : 711-728p.
- AQUINO, C. 2006. **Avaliação de três formas de enriquecimento em área ciliar revegetada junto ao rio Mogi-Guaçu, SP.** 2006. 80p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro.
- ARAKI, D. F. 2005. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas.** 2005. 171p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- ATHY, E. R.; KEIFFER, C. H.; STEVENS, M. H. 2006. Effects of mulch on seedlings and soil on a closed landfill. **Restoration Ecology**, 14(2): 233-241p.
- BAKKER, J.D. ; WILSON, S.D.;CHRISTIAN, J.M.; LI, X. ; AMBROSE, L.G. ; WADDINGTON, J. 2003. Contingency of grassland restoration on year, site, and competition from introduced grasses. **Ecological Applications** 13: 137–153p.
- BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. 2009. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam 257: 1716–1724p.

- BARBOSA, L.M. (org). 2017. Lista de espécies indicadas para a restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. **Governo do estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica**, São Paulo, 344p.
- BARBOSA, L.M.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2017. Restauração ecológica de Florestas Tropicais: estágio atual. In: VII Simpósio de Restauração Ecológica, São Paulo, 2017. **Anais** 105-116p.
- BARNETT, J.P.; BAKER, J.B. 1991. Regeneration methods. In: DURYEA, M.L.; DOUGHERTY, P.M. (Ed.). **Forest regeneration manual**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 35-50p.
- BARUCH, Z.; LUDLOW, M.M.; DAVIS, R. 1985. Photosynthetic responses of native introduced C4 grasses from Venezuela savannas. **Oecologia**, Berlim, 67: 388-393p.
- BELLOTTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. 2009. Restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica. 15-17p.
- BELTRAME, T.P.; RODRIGUES, E. 2008. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, 36(80): 317- 327p.
- BENAYAS, J.M.R. 2005. Restoration after land abandonment. In: MANSOURIAN, S. ; VALLAURI, D. ; DUDLEY, N. (Eds.) **Forest restoration in landscapes: beyond planting trees**. Springer, New York, NY, US. 356–360p.
- BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington. 325(5944): 1121-1124p.
- BERTALOT, M.J.A. 2003. **CULTURA DO MILHO (*Zea mays* L.) EM SUCESSÃO COM AVEIA PRETA (*Avena strigosa* Schreb.) EM ÁREAS SOB MANEJO AGROFLORESTAL EM ALÉIAS COM *Leucaena diversifolia***. 2003. 97p. Tese (Doutorado em Agricultura) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, SP.
- BLENKINSOP, P.G.; DALE, J.E. 1974. The effects of shade treatment and light intensity on ribulose-1,5-diphosphate carboxylase activity and fraction I protein level in the first leaf of barley. **Journal of Experimental Botany**, 25: 899-912p.
- BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K.D. 2009. Direct seeding to restore mature-forest special in areas of slash and burn agriculture. **Restoration Ecology**, 18(S2): 438-445p.

- BRANCALION, P. H. S.; NOVENBRE, A. D. L. C.; RODRIGUES, R. R. 2010. Temperatura ótima de germinação de sementes de espécies arbóreas brasileiras. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, 32(4): 15 – 21p.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. 2015. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 432 p.
- BRANT, H.S.C. 2015. **Qualidade das sementes e emergência da plântula de espécies de recobrimento para restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2015. 161 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- BRISTOW, M.; ERSKINE , P. D.; MCNAMARA S.; ANNANDALE, M.. 2005. Species performance and site relationships for rainforest timber species in plantations in the humid tropics of Queensland. Pages 84–100 In: ERSKINE ,P. D.; LAMB, D.; BRISTOW, M. editors. **Reforestation in the Tropics and Subtropics of Australia: Using rainforest tree species**. Rural Industries Research and Development Corporation, Canberra, Australian Capital Territory, Australia, 333p.
- 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. 2017. Interpreting variation to advance predictive restoration science. **Journal of Applied Ecology** 54: 1018-1027p.
- BULLARD, S.; HODGES, J.D.; JOHNSON, R.L.; STRAKA, T.J. 1992. Economics of Direct Seeding and Planting for Establishing Oak Stands on Old-Field Sites in the South. **Southern Journal of Applied Forestry**, 16: 34-40p.
- BURTON, C.M. ; BURTON, P.J.; HEBDA, R. ; TURNER, N.J. 2006. “Determining the Optimal Sowing Density for a Mixture of Native Plants Used to Revegetate Degraded Ecosystems.” **Restoration Ecology** 14(3):379–390 p.
- CABIN, R. J. *et al.* 2002. “Effects of Light , Alien Grass , and Native Species Additions on Hawaiian Dry Forest Restoration.” **Ecological Applications** 12(6):1595–1610 p.
- CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAMA, A.M. 2002. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, Malden, 10: 636-644p.
- CAMPOS-FILHO, E.M.; SOUSA, O.L.; JUNQUEIRA, R.G.P. 2013. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry** 32:702–727 p.
- CARRIJO, C.; MARTINS, R.C.C.; MARTINS, I.S.; LANDAHL, D.T.; MATOS, J.M.M.; NAKANO, T.Y.R. 2009. Estabelecimento de *Eriotheca pubescens* (Bombacaceae) por meio de semeadura direta e de mudas em cascalheira. **Revista Cerne**, 15(3): 366p.

- CARVALHO, M.M.; FREITAS, V.P.; XAVIER, D.F. 2002. Início do florescimento, produção e valor nutritivo de gramíneas forrageiras tropicais sob condição de sombreamento natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 37(5): 717-722p.
- CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. 2012. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 5. ed. Jaboticabal: FUNEP, 590 p.
- CARVALHO, R; GOEDERT, W.J. ; ARMANDO, M. S. 2004. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39:1153-1155p.
- CASTILLO, C. A. 1977. **Comportamento inicial de *Eucalyptus deglupta* Blume, associado com maiz (Sistema “taungya”) en dos espaciamentos con y sin fertilización**. 1977. 130 p. Dissertacion (Mestrado en Sistemas Agroflorestales) – Universidad de Costa Rica, Turrialba, Costa Rica.
- CASTRO, C.R.T.; GARCIA, R.; CARVALHO, M.M. *et al.* 1999. Produção forrageira de gramíneas cultivadas sob luminosidade reduzida. **Revista Brasileira Zootecnia**, 28(5): 919-927p.
- CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. 2016. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land Degradation and Development** 27:511–520p.
- CELENTANO, D.; ZAHAWI, R.A.; FINEGAN, B.; OSTERTAG, R.; COLE, R.J.; HOLL, K.D. 2011. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. **Biotropica** 43: 279–287 p.
- CHARLES, L.S.; DWYER, J.M.; SMITH, T.J.; CONNORS, S.; MARSCHNER, P.; MAYFIELD, M.M. 2018. Seedling growth responses to species-, neighborhood-, and landscape-scale effects during tropical forest restoration. **Ecosphere**, 9(8): 1-15p.
- CHAVES, C.J. 2014. **Mapeamento geoambiental dos municípios de Espírito Santo do Pinhal e Santo Antônio do Jardim (SP)**. 2014. 146p. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho, Rio Claro.
- CHAZDON, R.L. 2008. “Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands.” **Science** 320(5882):1458–1460p.
- CHAZDON, R.L.; GUARUGUATA, M.R. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. **Biotropica**, 48: 716-730p.
- CLEWELL, A.F.; ARONSON, J. 2007. Ecological restoration: principles, values and a structure of an emerging profession. **Washington: Island Press**, 99-103p.

- CLINE, M.G. 1991. Apical Dominance. **The Botanical Review** 57(4): 318- 358 p.
- CLOSE, D.C.; DAVIDSON, N.J. 2003. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley lowlands of Tasmania: Practices for improved plant establishment. **Ecological Management e Restoration**, Carlton, 4(1):29-36p.
- COELHO, A.M.; FRANÇA, G.E.; PITTA, G.V.E.; ALVES, V.M.C.; HERNANI, L.C. 2002. **Cultivo do milho nutrição e adubação**. Sete Lagoas: Embrapa, (Comunicado Técnico, 44) 12p.
- COUTINHO, L.M. 1982. Aspectos ecológicos da saúvano cerrado – os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a sua invasão pelo capim-gordura. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, 42: 147-153p.
- COLE, D.J.; CASELY, J.C.; DODGE, A.D. 1983. A influence of glifosato on selected plant process. **Weed Research**. Oxford, 23: 173-183p.
- COLE, R. J.; HOLL, K.D.; KEENE, C.L.; ZAHAWI, R.A. 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, 261(10): 1590-1597p.
- CORNISH, P.S.; BURGIN, S. 2005. Residual effects of glyphosate herbicide in ecological restoration. **Restoration Ecology** 13: 695-702p.
- CRUZ, J.C.; PEREIRA FILHO, I.A.; ALVARENGA, R.C.; GONTIJO NETO, M.M; VIANA, J.H.M.; OLIVEIRA, M.F.; MATRANGOLO, W.J.R.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R. 2010. Cultivo do Milho. **Embrapa Milho e Sorgo**. Sistemas de Produção, 2. ISN1679-012X Versão Eletrônica - 6ª edição.
- D'ANTONIO C.M.; VITOUSEK P.M. 1992. Biological invasions by exotics grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, 63: 63- 87p.
- DAVIDE, A.C.; FERREIRA, R.A.; FARIA, J.M.R.; BOTELHO, S.A. 2000. Restauração de matas ciliares. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, 21(207): 65-74p.
- DAVIDE, A.C. 2013. Restauração ecológica em condições sob diferentes agentes de degradação e a importância da fauna na restauração ecológica. In: V Simpósio de Restauração Ecológica, São Paulo, 2013. **Anais**, 79 p.
- DE STEVEN, D. 1991. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. **Ecology** 72: 1066-1075 p.
- DIAS, P.C.; XAVIER, A.; OLIVEIRA, L.S; FÉLIX, G.A.; PIRES, I.E. 2015. Resgate vegetativo de árvores de *Anadenanthera macrocarpa*. **Revista Cerne**, 21(1)83-89p.

- DOMMERGUES, Y.R. 1995. Nitrogen fixation by trees in relation to soil nitrogen economy. **Fertilization Research**, 42:215-230p.
- DONATH, T.W.; BISSELS, S.; HÖLZEL, N.; OTTE, A. 2007. "Large Scale Application of Diaspore Transfer with Plant Material in Restoration Practice - Impact of Seed and Microsite Limitation." **Biological Conservation** 138(1-2):224–34 p.
- DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. 2006. "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** 234:333–43 p.
- DUREYEA, M.L. 2000. Forest regeneration methods: natural regeneration, direct seeding and planting. **Circular 759**, Florida Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 13p.
- DURIGAN, G.; GUERIN, N.; MARTORANO NEVES DA COSTA, J. N. 2013. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, 368(1619): 20120165.
- ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. 2001. "An Evaluation of Direct Seeding for Reforestation of Degraded Lands in Central Sao Paulo State, Brazil." **Forest Ecology and Management** 152(1-3):169–181 p.
- ESPÍNDOLA, M.B. ; BECHARA, F.C.;BAZZO, M.S.; REIS,A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianopolis, 18(1): 27- 38p.
- FALCK, G.L. 2005. **Recobrimento de sementes de Pinus elliottii Engelm como alternativa para semeadura direta em campo**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.
- FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. 2004. **Germinação**: do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed, 323 p.
- FERREIRA, R. A. 2002. **Estudo da semeadura direta visando à implantação de Matas Ciliares**. 2002. 138p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- FERREIRA, R. A; DAVIDE, A. C; MOTTA, M. S. 2002. Restauração florestal: estudo da regeneração natural em área implantada por meio de semeadura direta. In: V SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. Belo Horizonte. **Anais do V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas**. Belo Horizonte, 2002. 475-477p.
- FERREIRA, R. A.; DAVIDE, A. C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M. S. 2007. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Revista Cerne**, Lavras, 13(3): 271-279 p.

- FLORES-AYLAS, W.W. 1999. **Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em semeadura direta: efeito de micorriza e fósforo**. 1999. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 81p.
- FREITAS, G.K. 1999. **Invasão biológica pelo capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) em um fragmento de cerrado (A.R.I.E. Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 1999. 147p. Dissertação (Mestrado na área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FONTANELI, R.S.; SANTOS, H.P.; MACHADO, J.R.A.; FONTANELI, R.S. 2011. Silagem de Milho e Sorgo. Cartilha: Embrapa Trigo, Bunge e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
- GIBSON-ROY, P.; MOORE, G.; DELPRATT, J.; GARDNER, J. 2010. “Expanding Horizons for Herbaceous Ecosystem Restoration: The Grassy Groundcover Restoration Project.” **Ecological Management and Restoration** 11(3):176–86 p.
- GONÇALVES, S.L.; GAUDENCIO, C.A.; FRANCHINI, J.C.; GALERANI, P.R.; GARCIA, A. 2007. Rotação de culturas. **Circular Técnica 45**, Embrapa, Londrina, 10p.
- GONÇALVES, E. O.; PAIVA, H. N.; NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M. 2008. Crescimento de mudas de angico-vermelho (*Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan) sob diferentes doses de macronutrientes. **Revista Árvore**, Viçosa, 32(6): 1029-1040p.
- GONZALEZ-SOSA, E.; BRAUD, I.; THONY, J. L.; VAUCLIN, M.; CALVET, J.C. 2001. Heat and water exchanges of fallow land covered with a plant-residue mulch layer: a modelling study using the three year MUREX data set. **Journal of Hydrology**, 244(3): 119-136p.
- GREIG-SMITH, P. 1983. **Quantitative plant ecology**. 3 ed. London: **Butterworths**, 256p.
- HARPER, J. L. *et al.* 1961. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. **Evolution**, 15(2): 209-227p.
- HARTMANN, H.T.; KESTER, D.E.; DAVIES JUNIOR, F.T.; GENEVE, R.L. 2011. **Plant propagation: principles and practices**. 8 ed. São Paulo, Prentice-Hall, 890p.
- HAYWOOD, J. D. 1999. Durability of selected mulches, their ability to control weeds, and influence growth of loblolly pine seedlings. **New Forests**, 18(3): 263-276p.
- HOBBS, R. J.; HARRIS, J.A. 2001. “Restoration Ecology: Repairing the Earth ’ S Ecosystems in the New Millennium.” **Restoration Ecology** 9(2):239–46 p.

- HOLL, K.D.; AIDE, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, 261: 1558-1563p.
- HOLL, K.D; ZAHAWI, R.A.; COLE, R.J.; OSTERTAG, R.; CORDELL, S. 2011. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. **Restoration Ecology**, 19(4): 470-479p.
- HÜLLER, A. 2011. **Restauração florestal através de semeadura direta de duas espécies nativas**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Sementes) - Universidade Federal de Pelotas, RS, 75p.
- IBGE - EMBRAPA - **Mapa de Solos do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2001 - Escala 1:5.000.000.
- ISERHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. 2009. Abandono da cópia de um modelo de florestal madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (Fase Atual) In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica. 35-41p.
- ISERHAGEN, I. 2010. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas ativas para restauração florestal de áreas agrícolas, seduste do Brasil**. 2010. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 43p.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. 2003. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JUNIOR, I.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo de vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 383-395p.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF. 29-48p.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F. 2004. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3.ed São Paulo: EDUSP 1: 235-247p.
- KALLENBACH, R.L.; KERLEY, M.S.; BISHOP-HURLEY, G.J. 2006. Cumulative forage production, forage quality and livestock performance from an annual ryegrass and cereal rye mixture in a Pine–Walnut. **Silvopasture Agroforestry System**, 66: 43-53p.
- KIEHL, K. ; KIRMER, A.; DONATH, T.W.; RASRAN, L.; HOLZEL, N. 2010. “Species Introduction in Restoration Projects - Evaluation of Different Techniques for the Establishment of Semi-Natural Grasslands in Central and Northwestern Europe.” **Basic and Applied Ecology** 11(4):285–99 p.

- LAMB, D. 2011. Ecological restoration. In: LAMB, D. (ed.). **Regreening the bare hills: tropical forest restoration in the Asia-Pacific region**. Springer, New York, 325-355p.
- LAURANCE, W.F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Essex, 142(6): 1137 p.
- LEITE, J. B. 2017. Semeadura direta de 36 espécies nativas em área de pastagem abandonada no Distrito Federal. 2017. 33p. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Naturais) - Universidade de Brasília, Planaltina, DF.
- LEONEL, F.P.; PEREIRA, J.C.; COSTA, M.G.; MARCO JÚNIOR, P.; LARA, L.A., QUEIROZ, A.C. 2009. Comportamento produtivo e características nutricionais do capim-braquiária cultivado em consórcio com milho. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 38(1): 177-189p.
- LOPES, R.F.; BENINI, R.M; RODRIGUES, R.R. 2004. **Programa de adequação ambiental da Fazenda Bela Vista – Usina Vertente Açúcar e Álcool Ltda**. Piracicaba: ESALQ, LCB, LERF. Relatório Técnico.
- LORETI, F.; PISANI, P. L. 1990. Structural manipulation for improved performance in woody plants. **Horticultural Science**, 25: 64-70p.
- MALAVASI, U.C.; GASPARINO, D. ; MALAVASI, M.M. 2005. Semeadura direta na recomposição vegetal de áreas ciliares: efeitos da sazonalidade, uso do solo, exclusão da predação, e profundidade na sobrevivência inicial. **Semina (Ciências Agrárias)** 26: 449-454 p.
- MAGNIN, L. F. 2014. **Avaliação da aceleração do processo de restauração florestal resultante da poda apical de espécies de preenchimento**. Relatório Final. FAPESP Processo nº: 2014/23567-9.
- MANGUEIRA, J.R.S.A. 2017. **Conservação e Manejo de Remanescentes Florestais Degradados Em Paisagem Agrícola De Elevada Fragmentação**. 2017. 132p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- MANTOVANI, W. 1990. “O MÉTODO DE PONTOS.” **Acta Botanica Brasilica** 4(2):95–122 p.
- MARTINS, A.F. 2011. Controle de *Urochloa decumbens* Stapf. em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu-SP. 2011. 100p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V. ; WALTER, B. M. T.; PROENÇA, C. E. B.; VIVALDI, L. J. 2011. “Impacto Da Invasão E Do Manejo Do Capim-Gordura (*Melinis Minutiflora*) Sobre a Riqueza E Biomassa Da Flora Nativa Do Cerrado Sentido Restrito.” **Revista Brasileira de Botânica** 34(1):73–90 p.

- MARQUES, L.C.T. 1990. **Comportamento inicial de Parica, Tatajuba e Eucalipto, em plantio consorciado com milho e capim-marandu, em Paragominas, Pará.** 1990. 92p. Dissertação – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- MATTEI, V.M. 1997. Avaliação de protetores físicos em semeadura direta de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, 7(1): 91-100p.
- MATOS, D.M.S.; PIVELLO, V.R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, São Paulo, 61(1): 27-30p.
- MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, E.C.C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R.R. 2017. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology** 26(2): 212-219p.
- METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R., 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation** 142: 1166– 1177 p.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. 2004. (Ed.). **Hotspot revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** Washington: Cemex, 390p.
- MITTERMEIER, C.G.; TURNER, W.R.; LARSEN, F.W.; BROOKS, T.M.; GASCON, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F.E.; HABEL, J.C. (Eds.), **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Priority Conservation Areas.** Springer-Verlag, Berlin, 3–22p.
- MONIZ, C. V. D. 1987. **Comportamento inicial do eucalipto (*Eucalyptus torrelliana* F. Muell), em plantio consorciado com milho (*Zea mays* L.) no Vale do Rio Doce, em Minas Gerais.** 1987. 61p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- MOONEY, H.A.; HOBBS, R.J. 2000. **Invasive species in a changing world.** Wanhington D.C: **Island Press**, 457 p.
- MORAES, L.T.M.; SILVA, A.M.; RECCO, C.R.S.B.; CAMBUIM, J.; MORAES, M.A.; PUPIN, S.; FREITAS, M.L.M. 2013. Conservação genética de espécies arbóreas em diferentes sistemas de plantio. In: V Simpósio de Restauração Ecológica, São Paulo, 2013. **Anais**, 54-59 p.
- MORTLOCK, B.W. 2000. “Local Seed for Revegetation.” **Ecological Management e Restoration** 1(2):93–101 p.
- MOYLE P.B.; LIGHT T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. **Biological Conservation**, Essex, 78: 149-161p.

- MULEBA, N.; HART, T. G.; PAULSEN, G. M. 1983. Physiological factors affecting maize (*Zea mays* L.). Yields under tropical and temperate conditions. **Tropical Agriculture** 60(1): 3-10p.
- MYERS, N. 1988. Threatened biotas: "Hot Spots" in Tropical Forests. **The Environmentalist**, 8:1-20p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. B. A.; KENT, J. 2000. "Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities." **Nature** 403(February):853–58 p.
- NAVE, A.G. 2005. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP.** 2005. 218p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. 2007. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Áreas.** New York: Nova Science Publishers, 103-126p.
- OLIVEIRA, E.B.; SCHREINER, H.G.; GRAÇA, L.R; BAGGIO, A.J. 1998. Avaliação econômica da consorciação do milho (*Zea mays* L.) com *Pinus taeda* L. no Estado do Paraná. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, 37: 19-30p.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J. M. de; SCOLFORO, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, 131: 45-66p.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Malden, 32(4): 793–810 p.
- OLIVEIRA, F.L; SOUTO, S.M. 2001. Efeito do Sombreamento no Crescimento Inicial de Gramíneas Forrageiras Tropicais. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, 7(2): 221-226p.
- OLIVEIRA, V.R. 2012. **Crescimento de Leguminosas Arbóreas e Rendimento de Milho em Sistemas Silviagrícolas.** 2012. 88p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN.
- ONGARO, V.; LEYSER, O. 2007. Hormonal control of shoot branching. **Journal of Experimental Botany**, 59(1): 67-74p.
- PACIULLO, D.S.C.; CAMPOS, N.R.; GOMIDE, C.A.M.; CASTRO, C.R.T. de; TAVELA, R.C.; ROSSIELLO, R.O.P. 2008. Crescimento de capim-braquiária influenciado pelo grau de sombreamento e pela estação do ano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 43(7): 917-923p.

- PALMA, A.C.; LAURANCE, S.G.W. 2015. "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** 18(4):561–68 p.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. 1999. Restoration of tropical moist forests on bauxitemined lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**. 7(2): 103-116 p.
- PELLIZZARO, K.F. 2016. **Restauração ecológica por meio de semeadura direta no Cerrado: avaliando espécies de diferentes formas de vida e densidades de plantio**. 2016. xi, 75 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia)—Universidade de Brasília, Brasília.
- PEREIRA, S.R.; LAURA, V.A.; SOUZA, A.L.T. 2013. Establishment of Fabaceae tree species in a tropical pasture: influence of seed size and weeding methods. **Restoration Ecology** 21:67–74 p.
- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON D. 2005. Update on the enviromental and economic cost associated with alien-invasive species in the United State. **Ecological Economics**, Amsterdam, 52: 273-288p.
- PIVELLO, V.R.; CARVALHO, V.M.C.; LOPES P.F.; PECCININI, A.A.; ROSSO, S. 1999. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, Washington, 31: 71-82p.
- PYWELL, R. F. *et al.* 2003. "Plant Traits as Predictors of Performance in Ecological Restoration." **Journal of Applied Ecology** 40(1):65–77p.
- PYWELL, R.F.; HAYES, M.J.; TALLOWIN, J.B.; WALKER, K.J.; MEEK, W.R.; CARVELL, C.; WARMAN, L.A.; BULLOCK, J.M. 2010. Minimizing environmental impacts of grassland weed management: can *Cirsium arvense* be controlled without herbicides? **Grass and Forage Science** 65: 159-174p.
- QUEIROZ, L.R.; COELHO, F.C.; BARROSO, D.G.; GALVÃO, J.C.C. 2008. Cultivo de milho consorciado com leguminosas arbustivas perenes no sistema de aléias, com suprimento de fósforo. **Revista Ceres**, Viçosa, 55: 409-415p.
- R CORE TEAM. 2014. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>
- REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. 2018a. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16: 208-214p.
- REZENDE, C.L.; FRAGA, J.S.; SESSA, J.C.; SOUZA, G.V.P.; ASSAD, E.D.; SCARANO, F.R. 2018b. Land use policy as a driver for climate change adaptation: A case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. **Land Use Policy**, 72: 563-569p.

- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, 142(6): 1141-1153 p.
- RIBEIRO, J. 2017. **Semeadura Direta Para A Restauração De Área De Cultivo Abandonado No Cerrado: Efeito Da Profundidade Do Sulco E Adubação**. 2017. 32p. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Naturais) - Universidade de Brasília, Planaltina, DF.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 233-247p.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2001. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da Cia Açucareira Vale do Rosário**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Ciências Biológicas, relatório técnico.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2003a. **Programa de adequação ambiental de estações experimentais do Instituto Florestal**. Piracicaba: FEALQ, ESALQ, 64p, relatório técnico.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2003b. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da Usina Moema Açúcar e Álcool Ltda**. Fase II. Piracicaba, ESALQ, LCB, 103p, relatório técnico.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2003c. **Programa de adequação ambiental das áreas agrícolas da Usina Cerradinho de Açúcar S/A e Acionistas**. Piracicaba, ESALQ, LCB, LERF, 110p, relatório técnico.
- RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. 2004. Tropical rain forest regeneration in area degraded by mining in Mato Grosso State Brazil. **Forest Ecology and Management**, 190(2/3): 323-333p.
- RODRIGUES, E.R.; CULLEN, L.J.; BELTRAME, T.P.; MOSCOGLIATO, A.V.; DA SILVA, I.C. 2007. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para a recuperação de reserva legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. **Revista Árvore**, 31: 941-948p.
- RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. 2008. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP, 248p.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2009. "On the Restoration of High Diversity Forests: 30 Years of Experience in the Brazilian Atlantic Forest." **Biological Conservation** 142(6):1242-51 p.
- RODRIGUES, E.R. 2010. **Controle biológico de *Brachiaria decumbens* Stapf em área de reserva legal em processo de recuperação, na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil**. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro. 77p.

- ROTHER, D.C.; JORDANO, P.; RODRIGUES, R.R.; PIZO, M.A. 2013. Demographic bottlenecks in tropical plant regeneration: A comparative analysis of causal influences. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 15: 86-96p.
- RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. 2005. "Restoration Success : How Is It Being Measured ?" **Restoration Ecology** 13(3):569-77 p.
- SAMPAIO, J.A.G. 2013. **Disponibilidade de Serviços Ecossistêmicos de um Sistema Agroflorestal na região de Cerrado no Brasil Central**. 2013. 73p. Trabalho de Conclusão de Curso (Gestão Ambiental) – Universidade de Brasília, Planaltina, DF.
- SANTIN, D.; WENDLING, I.; BENEDETTI, E. L.; BRONDANI, G. E.; REISSMANN, D. M.; ROVEDA, L. F. 2008. Poda e anelamento em erva-mate (*Ilex paraguariensis*) visando à indução de brotações basais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, 56: 97-104p.
- SANTOS JUNIOR, N.A. 2000. **Estabelecimento inicial de espécies florestais nativas em sistema de semeadura direta**. Dissertação (Mestrado na área de Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000. 96p.
- SANTOS, JÚNIOR. N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. 2004. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando a composição de Mata Ciliar. **Revista Cerne**, 10: 103-117p.
- SÃO PAULO – Resolução SMA 57 de junho de 2016. Publica a segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo.
- SARTORI, I. L.; ILHA, L. L. H. 2005. Anelamento e incisão anelar em fruteiras de caroço. **Ciência Rural**, Santa Maria, 35(3): 724-729p.
- SCARANO, F.R. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, Essex, 142(6): 1201-1208 p.
- SCHREINER, H.G.; BAGGIO, A.J. 1986. Sistemas agroflorestais no Sul-Sudeste do Brasil. In: TALLER SOBRE DISEÑO ESTADÍSTICO Y EVALUACION ECONOMICA DE SISTEMAS AGROFLORESTALES. **Apuntes**. Curitiba: EMBRAPA-CNPq; [Roma]: FAO, 45-73p.
- SCHREINER, H.G.; BALLONI, E.A. 1986. Consórcio das culturas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) e eucalipto (*Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden) no Sudeste do Brasil. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, 12: 83-104p.

- SCHERR, S. J., MCNEELY, J. A. 2002. **Reconciling agriculture and biodiversity: policy and research challenges of 'ecoagriculture'**. In IIED, Equator Initiative, Ecoagriculture Partners. London, UK:IIED, Equator Initiative, Ecoagriculture Partners.
- SCHROTH, G.; D'ÂNGELO, S.A.; TEIXEIRA, W.G.; HAAG, D.; LIEBEREI, R. 2002. Conversion of secondary fores into agroforestry and monoculture plantations in Amazônia: consequences for biomass, litter and soil carbono stocks after 7 years. **Forestry Ecology and Management**, Amsterdam, 163: 131-150.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. **Princípios Da SER International Sobre a Restauração Ecológica**. Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- SERPA, M. R.; MATTEI, V. L. 1999. Avaliação de diferentes materiais de cobertura e de um protetor físico no estabelecimento de plantas de *Pinus taeda* L., por semeadura direta no campo. **Ciência Florestal**, 9:93-101p.
- SILVA, S. A. F. 1968. Contribuição ao estudo do "Capim Colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*). **Vellozia**, Rio de Janeiro, v. 6, p. 3-8.
- SILVA, S. A. F. 1969. Contribuição ao estudo do "Capim Colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II - Considerações sobre sua dispersão e seu controle. **Vellozia**, Rio de Janeiro, v. 7, p. 3-21.
- SILVA, R.P.R.P.; OLIVEIRA, D.R.; ROCHA, G.P.E.; VIEIRA, D.L.M. 2015a. "Direct Seeding of Brazilian Savanna Trees: Effects of Plant Cover and Fertilization on Seedling Establishment and Growth." **Restoration Ecology** 1-9p.
- SILVA, K.A.; MARTINS, S.V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W.H. 2015b. Semeadura Direta Com Transposição De Serapilheira Como Metodologia De Restauração Ecológica. **Revista Árvore**, 39(5): 811-820p.
- SILVA, R.R.P. 2015. **Semeadura Direta De Árvores Do Cerrado: Testando Técnicas Agroecológicas Para O Aperfeiçoamento Do Método**. 2015. 88p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- SIMBERLOFF, D. 2010. Invasive species. In: SODHI N.S., Ehrlich R.E. **Conservation biology**. Boston: Oxford University Press, 131-152p.
- SOUZA, L.S.; VELINI, E.D.; MAIOMONI-RODELLA, R.C.S. 2003. Efeito alelopático de plantas daninhas e concentrações de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) no desenvolvimento de eucalipto (*Eucalyptus grandis*). **Planta Daninha**, Viçosa, 21(3): 343-354 p.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, p. 185-200.

- SOUZA, R.P. 2013. **Semeadura direta de espécies florestais nativas, como alternativa de restauração ecológica para a região de Dourados, Mato Grosso do Sul**. 2013. 46p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS.
- STUBLE, K.L.; FICK, S.E.; YOUNG, T.P. 2017. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. **Journal of Applied Ecology** 54:1051-1057 p.
- SUN, D.; DICKINSON, G.R.; BRAGG, A.L., 1995. Direct seeding of *Alphitonia petriei* (Rhamnaceae) for gully revegetation on tropical northern Australia. For. **Ecol. Manage.** 73: 249-257 p.
- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Estados Unidos, 19(3): 695-700 p.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. 2004. **Fisiologia vegetal** 3 ed. Porto Alegre: Artmed. 722p.
- TOLEDO, R.E.B.; DINARDO, W.; BEZUTTE, A.J.; ALVES, P.L.C.A.; PITELLI, R.A. 2001. Efeito da densidade de plantas de *Brachiaria decumbens* Stapf sobre o crescimento inicial de mudas de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, 60: 109-117 p.
- TOLEDO, R.E.B.; VICTORIA FILHO, R.; ALVES, P.L. da C.; PITELLI, R.A.; LOPES, M.A.F. 2003. Faixas de controle de plantas daninhas e seus reflexos no crescimento de plantas de eucalipto. **Scientia Forestalis**. Piracicaba, 64: 78-92p.
- UHL, C., BUSCHBACHER, R. e SERRÃO, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.
- VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.C.; SIMBERLOFF, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, 10 (8): 1345-1351p.
- VAUGHN, K.J.; YOUNG, T.P. 2015. Short-term priority over exotic annuals increases the initial density and longer-term cover of native perennial grasses. **Ecological Applications**, 25: 791–799 p.
- VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. 2009. Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. **Restoration Ecology**, 17(4): 451-459p.
- WARD, S.P.; LEYSER, O. 2004. Shoot branching. **Current Opinion in Plant Biology**, 73-78p.
- WILLOUGHBY, I. 2004. Factors affecting the success of direct seeding for lowland afforestation in the UK. **Forestry**, Oxford, 77: 467-482 p.

- WISHNIE, M. H.; DENT , D. H.; . MARISCAL, E; DEAGO, J.; CEDENÑO, N.; IBARRA, D.; CONDIT, R.; ASHTON , P. M. S.. 2007. Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. **Forest Ecology and Management** 243:39–49p.
- WOODS, K.; ELLIOTT, S. 2004. Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. **Journal of Tropical Forest Science** 16: 248-259 p.
- YADAV, R. S.; YADAV, B. L.; CHHIPA, B. R. 2008. Litter dynamics and soil properties under different tree species in a semi-arid region of Rajasthan, India. **Agroforestry Systems**, 73(1): 1-12p.
- YOUNG, A. 1989. **The potential of agroforestry for soil conservation. Part 1. Erosion Control.** Nairobi: International Council for Research in Agroforestry, (Working paper n. 42) 50 p.
- ZEDLER, J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. **Trends Ecol. Evol.** 15: 402–407 p.

ANEXOS

ANEXO A. Número de indivíduos inicial implantados na instalação do experimento, número final de indivíduos e sobrevivência dos mesmos para todas as espécies utilizadas, aos nove meses após a implantação. Município de Espírito Santo do Pinhal, São Paulo, julho de 2018.

Grupo de Plantio	Espécies	Indivíduos		Sobrevivência (%)
		Número Inicial	Número Final	
Recobrimento	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	60	62	103,33
	<i>Casearia sylvestris</i>	60	60	100,00
	<i>Croton floribundus</i>	60	60	100,00
	<i>Guzmania ulmifolia</i>	60	60	100,00
	<i>Alchornea glandulosa</i>	60	57	95,00
	<i>Citharexylum myrianthum</i>	60	55	91,67
	<i>Peltophorum dubium</i>	60	48	80,00
	<i>Colubrina glandulosa</i>	120	95	79,17
	<i>Heliocarpus popayanensis</i>	60	47	78,33
	<i>Trema micrantha</i>	60	47	78,33
Diversidade	<i>Cedrela odorata</i>	120	120	100,00
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	120	120	100,00
	<i>Myrsine guianensis</i>	60	59	98,33
	<i>Cariniana estrellensis</i>	120	118	98,33
	<i>Tapirira guianensis</i>	120	115	95,83
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	120	113	94,17
	<i>Handroanthus ocraceus</i>	120	111	92,50
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	120	108	90,00
	<i>Erythrina verna</i>	120	107	89,17
	<i>Lafoensia pacari</i>	120	105	87,50
	<i>Psidium rufum</i>	120	102	85,00
	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	120	98	81,67
	<i>Ficus obtusifolia</i>	120	97	80,83
	<i>Cordia americana</i>	120	95	79,17
	<i>Maclura tinctoria</i>	120	94	78,33
	<i>Astronium graveolens</i>	120	93	77,50
	<i>Cariniana legalis</i>	120	93	77,50
	<i>Tabebuia roseoalba</i>	120	92	76,67
	<i>Cordia trichotoma</i>	120	88	73,33
	<i>Ceiba speciosa</i>	120	80	66,67
	<i>Cedrela fissilis</i>	120	70	58,33
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	120	63	52,50
	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	120	57	47,50

ANEXO B. Altura média, área média de copa, número médio de galhos e número de indivíduos que bifurcaram para os tratamentos com e sem poda da gema apical, aos nove meses após a implantação. Município de Espírito Santo do Pinhal, São Paulo, julho de 2018.

	Espécie	Altura Média (cm)	Área Média da Copa (m²)	Número Médio de Galhos	Número de Indivíduos que Bifurcaram
Com Poda	<i>Alchornea glandulosa</i>	78,81	0,14	2,58	24,00
	<i>Casearia sylvestris</i>	36,88	0,09	0,33	4,00
	<i>Citharexylum myrianthum</i>	71,37	0,10	1,85	20,00
	<i>Croton floribundus</i>	97,17	0,18	2,27	25,00
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	95,18	0,25	1,24	17,00
	<i>Heliocarpus popayanensis</i>	105,13	0,28	4,83	23,00
	<i>Myrsine guianensis</i>	52,60	0,05	0,50	7,00
	<i>Peltophorum dubium</i>	38,67	0,07	0,17	2,00
	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	125,39	0,61	2,14	28,00
	<i>Trema micrantha</i>	169,09	1,19	1,96	18,00
Sem Poda	<i>Alchornea glandulosa</i>	90,48	0,20	2,39	27,00
	<i>Casearia sylvestris</i>	41,04	0,10	0,25	2,00
	<i>Citharexylum myrianthum</i>	80,39	0,14	1,61	17,00
	<i>Croton floribundus</i>	133,47	0,35	1,53	15,00
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	93,37	0,37	0,59	7,00
	<i>Heliocarpus popayanensis</i>	124,30	0,31	3,30	15,00
	<i>Myrsine guianensis</i>	54,72	0,07	0,76	7,00
	<i>Peltophorum dubium</i>	52,46	0,11	0,00	0,00
	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	166,19	1,06	2,42	22,00
	<i>Trema micrantha</i>	187,08	1,44	1,33	11,00

ANEXO C. Área média de copa dos indivíduos de recobrimento por tratamento aplicado aos nove meses após a implantação do experimento. Tratamento P+M: poda da gema apical de espécies de recobrimento e plantio de milho na entrelinha; Tratamento M: plantio do milho na entrelinha; Tratamento C: controle; e Tratamento P: poda da gema apical e capina química das entrelinhas de plantio. Município de Espírito Santo do Pinhal, São Paulo, julho de 2018.

		Espécie	Área Média de Copa (m²)
Com Poda	Com Milho (Tratamento P + M)	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	1,15
		<i>Trema micrantha</i>	1,07
		<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0,53
		<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,25
		<i>Alchornea glandulosa</i>	0,19
		<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,18
		<i>Casearia sylvestris</i>	0,12
		<i>Croton floribundus</i>	0,12
		<i>Peltophorum dubium</i>	0,07
		<i>Myrsine guianensis</i>	0,06
	Capina Química (Tratamento P)	<i>Trema micrantha</i>	1,29
		<i>Solanum granulosoleprosum</i>	0,34
		<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,25
		<i>Croton floribundus</i>	0,23
		<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0,13
		<i>Alchornea glandulosa</i>	0,11
		<i>Peltophorum dubium</i>	0,07
		<i>Casearia sylvestris</i>	0,06
		<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,05
		<i>Myrsine guianensis</i>	0,05
Sem Poda	Com Milho (Tratamento M)	<i>Trema micrantha</i>	0,91
		<i>Solanum granulosoleprosum</i>	0,77
		<i>Croton floribundus</i>	0,46
		<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,39
		<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0,27
		<i>Alchornea glandulosa</i>	0,22
		<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,16
		<i>Casearia sylvestris</i>	0,12
		<i>Peltophorum dubium</i>	0,10
		<i>Myrsine guianensis</i>	0,07
	Capina Química (Tratamento C)	<i>Trema micrantha</i>	1,97
		<i>Solanum granulosoleprosum</i>	1,40
		<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0,37
		<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,34
		<i>Croton floribundus</i>	0,22
		<i>Alchornea glandulosa</i>	0,19
		<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,11
		<i>Peltophorum dubium</i>	0,11
		<i>Casearia sylvestris</i>	0,07
		<i>Myrsine guianensis</i>	0,06

ANEXO D. Altura média, aos nove meses após a implantação, das espécies de diversidade utilizadas neste estudo. Município de Espírito Santo do Pinhal, São Paulo, julho de 2018.

Espécie	Altura Média (cm)
<i>Cariniana estrellensis</i>	82,24
<i>Maclura tinctoria</i>	81,78
<i>Erythrina verna</i>	80,28
<i>Tapirira guianensis</i>	75,70
<i>Handroanthus ochraceus</i>	59,30
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	55,73
<i>Ceiba speciosa</i>	49,82
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	46,92
<i>Cedrela odorata</i>	45,22
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	44,65
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	44,57
<i>Colubrina glandulosa</i>	42,44
<i>Cedrela fissilis</i>	42,40
<i>Cordia americana</i>	41,76
<i>Tabebuia roseoalba</i>	40,83
<i>Psidium rufum</i>	37,42
<i>Cordia trichotoma</i>	37,13
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	34,36
<i>Cariniana legalis</i>	31,72
<i>Ficus obtusifolia</i>	29,73
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	10,91