



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E
BIODIVERSIDADE



Lis Rogélin Moreira

**Uso da semeadura direta sob diferentes níveis de sombreamento na facilitação da
colonização inicial de áreas degradadas**

**Dourados, MS
2021**

LIS ROGÉLIN MOREIRA

**Uso da semeadura direta sob diferentes níveis de sombreamento na facilitação da
colonização inicial de áreas degradadas**

Dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação, em Meio Ambiente e Biodiversidade, como um dos requisitos necessários para obtenção do título de mestre Meio Ambiente e Biodiversidade. Área de Concentração “Conservação dos Recursos Naturais”.
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Zefa Valdivina Pereira.

**Dourados, MS
2021**

M838u	<p>Moreira, Lis Rogélin. Uso da semeadura direta sob diferentes níveis de sombreamento na facilitação da colonização inicial de áreas degradadas. / Lis Rogélin Moreira. – Dourados, MS : UFGD, 2022.</p> <p>Orientadora: Prof. Zefa Valdivina Pereira. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Grande Dourados.</p> <p>1. Sombreamento. 2. Topsoil. 3. Semeadura direta. 4. Restauração ecológica.</p>
-------	--

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.

©Todos os direitos reservados. Permitido a publicação parcial desde que citada a fonte.

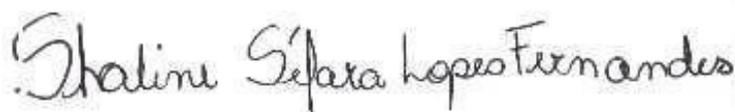
**“USO DA SEMEADURA DIRETA SOB DIFERENTES NÍVEIS DE
SOMBREAMENTO NA FACILITAÇÃO DA COLONIZAÇÃO INICIAL DE ÁREAS
DEGRADADAS”**

**POR
LIS ROGÉLIN MOREIRA**

**DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE
DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS EXIGIDOS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE -
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: “CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS”.**



PROF.^a DR.^a ZEFA VALDIVINA PEREIRA ORIENTADORA – UFGD



**PROF.^a DR.^a SHALINE SÉFARA LOPES FERNANDES MEMBRO TITULAR –
UEMS.**



PROF.^a DR.^a VIVIANE MALLMANN MEMBRO TITULAR – UEMS

Aprovada em 30 de setembro de 2021

*Dedico este trabalho a Deus, a minha
família e a todos que me ajudaram
para a concretização deste sonho.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus por ter me sustentado até essa etapa da minha vida.

Aos meus pais, que mesmo sem entender o que significa essa etapa na minha vida, me incentivaram a continuar.

Ao meu esposo Sávio Felix de Freitas, pela parceria nessa etapa, sendo o meu suporte em vários momentos difíceis nessa caminhada. Amo-te!

A Professora Dr^a. Zefa Valdivina Pereira, pela paciência e incentivo na orientação deste trabalho. Realmente foi um divisor de águas nessa caminhada acadêmica. Um grande abraço!!!

Ao João Victor, Joab Dória, Eugênio e ao Nelson pela parceria e conversas durante os trabalhos em campo pela ajuda durante a instalação, avaliação, e manutenção do experimento. Além das contribuições relevantes para a melhoria deste trabalho e a muitos outros de que seja com palavras com dicas foram essenciais para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Aos professores examinadores que aceitaram a participação da banca deste trabalho.

A todos os funcionários da Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados, que auxiliaram durante a implantação e manutenção do experimento.

Agradeço ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa durante o desenvolvimento da pesquisa. A todos os colegas do Programa de Pós-Graduação Biodiversidade e Meio Ambiente (PGBMA).

E agradeço a todos que estiveram na linha de frente na pandemia do SARS-COV-19, foram guerreiros e arriscaram suas vidas para salvarem a vida de desconhecidos. Viva ao SUS!!!

Vacinas salvam vidas!

Enfim, muito obrigada a todos!

*Não fui eu que lhe ordenei?
Seja forte e corajoso! Não se
apavore, nem se desanime,
pois o Senhor, o seu Deus,
estará com você por onde
você andar.*

Josué 1:9

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	6
CAPÍTULO I.....	8
REFERENCIAL TEÓRICO.....	8
1. HISTÓRICOS DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO BRASIL	8
1.2 EVOLUÇÃO DOS PROJETOS DE RESTAURAÇÃO NO BRASIL.....	9
1.3 SUCESSÃO ECOLÓGICA: EVOLUÇÃO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	10
2. ABORDAGENS TÉCNICAS PARA ÁREAS EM RESTAURAÇÃO.....	12
2.1.1 SEMEADURA DIRETA.....	14
2.1.2 TRANSPOSIÇÃO DE SOLO	16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	18
CAPÍTULO II.....	25
2. INTRODUÇÃO.....	27
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	28
3.1 ÁREA DE ESTUDO	28
3.1.2 ESPÉCIES SELECIONADAS	30
4. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	31
5. VARIÁVEIS AVALIADAS NO DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES	32
5.1 ANÁLISES ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	33
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
6.1 EMERGÊNCIA.....	33
6.1.2 MORTALIDADE E SOBREVIVÊNCIA	36
7. ABUNDÂNCIAS EM RELAÇÃO AO SOMBREAMENTO E TOPSOIL.....	37
8. ALTURA E DIÂMETRO EM RELAÇÃO AO SOMBREAMENTO E TOPSOIL	39
9. ESPÉCIES RECRUTADAS PELO TOPSOIL.....	43
CONCLUSÃO.....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
ANEXOS.....	53

LISTAS DE FIGURAS

- Figura 1:** Mapa destacando o estado do Mato Grosso do Sul, sinalizando a área experimental da Fazenda Experimental da UFGD. Dourados, MS, destinada a resutaração florestal28
- Figura 2:** - Médias mensais de precipitações (mm) e temperatura (°C), no período de março de 2020 a março de 2021 na cidade de Dourados, MS29
- Figura 3:** Esquema de sombreamento sobre os pontos de semeadura.....31
- Figura 4:** Porcentagem de emergência das espécies estudadas durante os tempos de observação destaque para as espécies *Handroanthus impetiginosus*, *Genipa americana*, *Bixa oreleana*, *Sapindus saponaria* e *Pterogyne nitens*.....34
- Figura 5:** Representação gráfica da porcentagem de emergência por tempo de observação 35
- Figura 6:** Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da abundância de espécies com interação do sombreamento e topsoil nas parcelas experimentais37
- Figura 7:** Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da abundância de espécies após a retirada do sombreamento nas parcelas experimentais38
- Figura 8:** Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da altura média das espécies com interação de sombreamento nas parcelas experimentais 39
- Figura 9:** Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da altura média das espécies após a remoção do sombreamento nas parcelas experimentais40
- Figura 10:** Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) do diâmetro médio das espécies após a remoção do sombreamento nas parcelas experimentais..... 41
- Figura 11:** Representação gráfica com a média dos diâmetros, relacionada à influência exercida pelo sombreamento..... 41

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Lista das espécies utilizadas na semeadura direta em Dourados-MS.....30
- Tabela 2:** Espécies com classificação de família botânica43

RESUMO GERAL

A técnica de semeadura direta é considerada favorável à restauração ecológica de remanescentes florestais degradados. No entanto, é necessário o aprimoramento para cada grau de degradação, levando em consideração a dinâmica de recuperação florestal quanto à intensidade luminosa e a competição com gramíneas exóticas invasoras. O objetivo deste estudo foi avaliar a utilização da semeadura direta de espécies florestais em diferentes níveis de sombreamento, em áreas infestadas por gramíneas exóticas invasoras. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC), formado pela interação entre três densidades de sementes (5, 10 e 15 uni), três profundidades de topsoil (0, 10 e 20 cm) e três níveis de sombreamento (0%, 50% e 70%). As sementes foram dispostas em linhas de semeadura (sulco linear) de 2m de comprimento, 50 cm de largura e 5-20 mm de profundidade (dependendo do tamanho das sementes), com espaçamento de 2m entre si, com três repetições para cada tratamento. Para avaliar a colonização da área foram feitas contagens dos indivíduos provenientes da semeadura direta aos 90, 120, 150, 180 e 270 dias, após a semeadura. Também foi avaliado o desenvolvimento inicial das espécies medindo diâmetro e altura de cada indivíduo. A análise estatística utilizada foi o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Para testar a diferença entre os tratamentos para as variáveis respostas, utilizou-se a MANOVA. Ao todo foram semeadas 12.960 sementes numa densidade de 25,92 sementes/m², destas, emergiram 10,91% (1.418 indivíduos) numa densidade de 2,83 sementes/m². A variação na abundância de espécies emergentes pode ser explicada pelo sombreamento e pelo uso do topsoil. Do total de indivíduos emergidos houve uma mortalidade de 449 mudas (1,30%) durante o tempo de observação. O topsoil contribuiu para a emergência das sementes, porém é necessário haver mais estudos para definir melhor arranjos com sementes pequenas para que tenha mais sucesso com relação à emergência, pois algumas espécies são úteis para o processo inicial da colonização pelo rápido crescimento e estabelecimento, como as espécies *Guazuma ulmifolia* Lam. e *Schinus terebentifolius* Raddi. O sombreamento favoreceu a emergência e o estabelecimento inicial das espécies estudadas, porém é necessário adequar a técnica buscando meios de minizar os custos para implementação.

PALAVRAS CHAVES: Sombreamento, Topsoil, Semeadura direta, Restauração Ecológica.

ABSTRACT

The direct seeding technique is favorable to the ecological restoration of the remaining degraded forests. However, improvement is needed for each degree of degradation, taking into account the dynamics of forest recovery in terms of light intensity and competition with invasive exotic grasses. The objective of this study was to evaluate the use of direct seeding of forest species at different levels of shading, in areas infested by invasive exotic grasses. The experiment was in design completely randomized design (DIC), formed by the interaction between three densities of seeds (5, 10 and 15 uni), three topsoil depths (0, 10 and 20 cm) and three levels of shading (0%, 50% and 70%). The seeds were discarded in sowing lines (linear furrow) of 2 m of length, 50 cm wide and 5-20 mm deep (depending on the size of the seeds), spaced apart, with three replications for each treatment. For to evaluate the colonization of the area, counts of the sowing objects were made. Direct at 90, 120, 150, 180 and 270 days, after sowing. It was also evaluated the initial development of the species by measuring diameter and height of each individual. an analysis. The statistic used was the Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS). to test the. Difference between treatments for responses, MANOVA was used. in all 12,960 seeds were sown at a density of 25.92 seeds/m², these, emerged 10.9% (1,418,83) at a density of 2 seeds/m two. The extent in the abundance of emerging species can be explained by shading and topsoil use. make total of. Emerged, there was a mortality of 449 seedlings (1.30%) during the period of Note. Topsoil, however, is necessary for seed emergence. studies to better define arrangements with small seeds to be more successful with emergence, as some species are useful for the initial process of colonization by the Growth and establishment, such as the species *Guazuma ulmifolia* Lam. and *Schinus terebentifolius* Raddi. The initial shading favored the emergence and establishment of the methods seeking, however, it is necessary to adapt means of minimum costs for implementation.

KEYWORDS: Shading, Topsoil, No-till, Ecological Restoration.

INTRODUÇÃO GERAL

O termo “meio ambiente” tem ganhado destaque no cenário mundial sendo citado em várias mídias, tais como imprensa virtual e televisiva. As razões desta preocupação está associada ao crescente aumento do consumo de recursos naturais renováveis e não renováveis. Tal consumismo tem gerado grandes impactos ambientais em ecossistemas, os quais atingem diretamente a humanidade (MENEGUZZO & CHAICOUSKI, 2010). Atualmente, as buscas pela sustentabilidade ambiental das atividades produtivas visam à conciliação do uso racional dos recursos naturais com o manejo sustentável e a restauração dos ecossistemas (MARTINS, 2020).

Á longo prazo, a ecologia da restauração tem se apresentado como uma solução potencialmente econômica e otimista para estes desafios e essencial para minimizar os impactos dos efeitos antropogênicos sobre a perda da biodiversidade (WWF BRASIL, 2017; RAI & KIM., 2020).

A restauração ecológica é uma disciplina jovem dentro da ecologia, inclui técnicas que se baseiam em teorias ecológicas e fatores culturais/socioeconômicos, ou seja, praticar a restauração ecológica visa uma relação ética e satisfatória de integração homem-natureza. A restauração ecológica passou por diferentes fases, proporcionando a estruturação dos conceitos, aperfeiçoando as técnicas, objetivando o melhorar o custo-benefício adaptação e inovação das técnicas já existentes (HIGGS, 2005; GUERRA et al., 2020).

No Brasil, de acordo com Guerra et al. (2020), técnica mais comum é o plantio de mudas geralmente com espécies arbóreas, sendo 55% dos trabalhos realizados na Amazônia e 46% na Mata Atlântica, comumente são adotados áreas com mínimas chances de regeneração natural e fontes de propágulos, no entanto, trata-se de uma técnica onerosa, pois demanda o transporte de mudas, exige viveiros específicos e máquinas e, em casos de elevados grau de degradação, não garante êxito na restauração (CAMPOS-FILHO et al., 2013).

Dentre as metodologias existentes a semeadura direta tem se mostrado como uma alternativa promissora, pois as características fisiológicas das sementes de espécies adequadas para esta técnica às tornam ainda mais vantajosas para a rápida ocupação de áreas degradadas a baixo custo (ENGEL & PARROTTA., 2001) podendo ser aplicada em locais onde não é possível conduzir a regeneração natural e plantio de mudas, devido ao alto grau de degradação. As vantagens ecológicas estão especialmente ligadas à alta densidade inicial de plântulas, semelhante ao das florestas secundárias iniciais (MATTEI, 1995; ENGEL & PARROTTA, 2001;

ISERNHAGEN, 2010; CAMPOS-FILHO et al., 2013; MELI et al., 2017).

A semeadura direta é a técnica mais utilizada em áreas não florestais, enquanto que a translocação do solo superficial tem sido usada para a restauração de desertos, pastagens, bosques e florestas em todo o mundo (VÉCRIN & MULLER, 2003 ; HALL et al., 2010 ; TOZER et al., 2012; GUERRA et al., 2020) .

Em estudos para adotar a melhor técnica de restauração é necessário levar em consideração a influência de fatores tais como densidade, substrato, água e luz. A intensidade luminosa é um dos principais elementos que influenciam no crescimento das plantas por ser fonte primária de energia para a fotossíntese, ou seja, a dinâmica de recuperação de uma floresta tropical é a combinação de vários fatores, principalmente quanto à necessidade de luz. A eficiência do crescimento pode estar relacionada à habilidade de adaptação das plântulas a condições luminosas do ambiente em estágios finais em áreas de recuperação (UCHIDA & CAMPOS., 2000; SCALON et al., 2003; FREITAS et al., 2012).

Nessa perspectiva nesse estudo, pretende-se avaliar a utilização da semeadura direta de espécies florestais consorciada com a transposição do topsoil em diferentes níveis de sombreamento em áreas infestada por gramíneas exóticas invasoras. Para entender tais processos, dividiu-se esta dissertação em dois capítulos. No primeiro buscou-se compreender, através de referencial teórico, todos os processos envolvidos no uso da semeadura direta consorciada com o topsoil e sombreamento e no segundo, apresenta-se o artigo “Aplicação de semeadura direta associada ao topsoil como estratégia para restauração ecológica”.

CAPÍTULO I

REFERENCIAL TEÓRICO

1. HISTÓRICOS DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO BRASIL

A evolução dos projetos de restauração no Brasil se iniciou a partir da preocupação com os recursos hídricos e edáficos. Nessa fase, do século XVII elaborou-se um conjunto de leis visando à proteção e a recomposição de florestas nativas brasileiras com destaque a proteção das matas ciliares (KAGEYAMA & CASTRO., 1989).

As primeiras ações de restauração florestal na atual Floresta Nacional da Tijuca, no município do Rio de Janeiro, no ano de 1962, visavam à proteção das nascentes e regularização no abastecimento público da água (FREITAS, 2006). Em 1954, um processo semelhante ocorreu visando a recomposição de parte do Parque Nacional de Itatiaia com o plantio de espécies de crescimento rápido (KAGEYAMA & CASTRO., 1989). Outro trabalho de destaque, iniciou-se em Cosmópolis utilizando espécies nativas, sem espaçamento definido entre espécies com o objetivo de reconstituir a fauna e fornecer alimento para a ictiofauna (NOGUEIRA, 1977).

Ao final da década de 1970, houve iniciativa de plantios realizados pela CESP (Companhia Energética de São Paulo) cujo objetivo era consolidar as áreas de empréstimo para controle de deslizamento do solo e recuperar os padrões visuais predominante na região. Os reflorestamentos eram baseados em plantios aleatórios de espécies, resultando em florestas mistas com longo tempo de formação de copas e baixo estabelecimento de mudas nas condições existentes, fatores determinantes para a reavaliação do método, possibilitando a incorporação de novos objetivos (KAGEYAMA et al., 1990). Os resultados obtidos nas iniciativas da CESP indicaram tendências a serem testadas no consórcio de espécies arbóreas aliados aos conceitos de sucessão secundária, separando as espécies em grupos ecológicos, que permitiram delinear os experimentos implantados a partir de 1989, constituindo uma nova fase para a restauração (PACTO MANUAL DA MATA ATLÂNTICA, 2013). Enfim na década de 1980, com o desenvolvimento da ecologia da restauração como ciência, os termos da restauração passaram a ser claramente definidos e a incorporar os conceitos e paradigmas da ecologia florestal, amparando os conceitos das metodologias de restauração com a concepção de reflorestamentos mistos com espécies nativas, classificando-as de acordo com a função dos grupos sucessionais: pioneiras, secundárias e tardias, agrupando-as segundo suas características e seu papel ecológico na sucessão ecológica (ENGEL & PARROTTA., 2003; RODRIGUES & GANDOLFI., 2010).

1.2 EVOLUÇÃO DOS PROJETOS DE RESTAURAÇÃO NO BRASIL

O uso de espécies exóticas e ausência dos conceitos dos processos sucessionais comprometeram as iniciativas de restauração florestal, conduzindo ao início da segunda fase histórica para o avanço dos conhecimentos na área (BRACALION, 2010).

A alta adaptabilidade ecológica das espécies exóticas (crescimento rápido e rusticidade) estimulou seu uso em projetos de restauração, pois se obtinha fisionomia florestal em curto tempo, porém, houve sérios problemas de desequilíbrio ecológicos, tais como a falta de inimigos naturais, favorecendo seu intenso desenvolvimento, dificultando seu controle e tornando-as invasoras de remanescentes naturais e, portanto, o sucesso das iniciativas de restauração dependia de uma longa manutenção da área para uma posterior eliminação das espécies invasoras, elevando consideravelmente os custos da técnica (D'ANTÔNIO & MEYERSON, 2002).

Após a constatação dos problemas, ocorreu uma mudança na seleção dos métodos de restauração, principalmente em relação à escolha das espécies, favorecendo ao máximo o uso de espécies nativas brasileiras, priorizando espécimes de rápido crescimento, permitindo o rápido recobrimento da área, reduzindo os custos ligados à manutenção. A partir de então, a adoção de critérios de seleção restringiu-se a espécies nativas, mas não necessariamente definidas pela formação onde eram encontradas, por exemplo, projetos de restauração executados região litorânea poderia abranger espécies ocorrentes na Floresta Amazônica e das diferentes sub-formações do Cerrado, porém, a simples inserção de espécies nacionais, não necessariamente podia representar um grande avanço no que se refere à restauração de uma floresta regional. (SANTOS et al., 2007). O que de fato determina a ocorrência e a distribuição espacial das espécies são as características bióticas e abióticas locais, com base na distribuição geográfica de espécies, suas populações e na ocorrência de processos ecológicos chave as quais são consideradas na classificação da formação vegetacional e se refletem muitas vezes no grau de endemismo (espécies únicas de uma determinada região) (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

Considerando que o desenvolvimento das florestas ocorre através da interação biológica, visto que espécies com diferentes hábitos de crescimento (lianas, epífitas, ervas, arbustos) interagem ecologicamente com seus dispersores de sementes e polinizadores, além de suas pragas e doenças locais, tais interações resultam em uma comunidade clímax. Essa nova abordagem abre um leque de possibilidades para a restauração, iniciando a inclusão do conceito de sucessão ecológica as práticas de restauração ecológica. As técnicas, até então utilizadas para a restauração ecológica em ecossistemas, resumiam-se a introdução de

espécies (mudas ou sementes) com o intuito de reproduzir uma floresta madura, porém, não é a única forma de reestruturar um ecossistema, outras técnicas poderiam servir ao propósito de reestabelecer os processos e as funções mantenedoras da dinâmica florestal, sobretudo aquelas capazes de desencadear a regeneração natural (WWF BRASIL, 2017).

1.3 SUCESSÃO ECOLÓGICA: EVOLUÇÃO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.

O processo de sucessão pode ser descrito com base na definição dos autores Rodrigues & Gandolfi (1996): “as alterações de um ecossistema acontecem de forma gradual e contínua e são resultantes das interações entre os organismos e os fatores ambientais”. A sucessão florestal se dá a partir da substituição gradual de espécies em função das diferentes condições ambientais, selecionando as espécies que melhor se adaptam. Baseados na perceptiva da teoria da dinâmica de populações desenvolvidas em florestas tropicais, os pesquisadores passaram a interpretar as áreas em restauração, principalmente sob a ótica da dinâmica de clareiras (RODRIGUES & GANDOLFI, 1996). Na dinâmica de clareiras, ocorre à substituição de grupos ecológicos ou categorias sucessionais, ocorrendo também à formação de microclimas distintos (temperatura, umidade e oferta de luz) influenciam a germinação e possibilita que diferentes grupos de espécies de árvores se estabeleçam (FERRETI, 2002).

O processo de sucessão pode ser representado por espécies particularmente adaptadas, com habilidades diferentes de crescimento, sobrevivência e reprodução (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998; DURIGAN et al., 2004). Nessa fase as espécies foram classificadas em função dos grupos sucessionais utilizando os termos: pioneiras, secundárias e tardias. O uso dos grupos sucessionais para ordenar a alta diversidade de espécies da floresta tropical e organizá-las nos plantios, da mesma forma em que elas ocorrem na floresta natural, foi significativo no desenvolvimento da tecnologia de plantio de nativas (KAGEYAMA & GANDARA., 2005).

A classificação nos grupos levou em consideração características biológicas tais como: dependência de diferentes intensidades de luz, velocidade de crescimento, duração do ciclo de vida, etc. O Quadro 1 adaptado de Budowski (1965), ilustra uma das classificações adotadas para diferenciar os grupos ecológicos.

Apesar da classificação das espécies ter forte componente subjetivo, muitas espécies não se enquadram nos modelos dos chamados grupos ecológicos, grupos sucessionais ou grupos funcionais, contudo, ainda que imprecisa, os critérios usados para a classificação das espécies em categorias sucessionais pode ser útil na compreensão da estrutura e dinâmica de comunidades florestais. Diante da nova classificação, o passo seguinte foi aplicar a nova

concepção tomando como modelo para a recomposição, com a informação das espécies que caracterizam as fases iniciais e finais dos processos de sucessão florestal e associá-las à prática da restauração florestal (DURIGAN, 2009).

Chegou-se a conclusão de que os locais a serem restaurados representavam áreas em fase inicial da sucessão. As mudanças ocorrentes nos ecossistemas após a destruição parcial da comunidade foram definidas como sucessão secundária, neste processo, há uma progressiva mudança na composição florística da floresta, iniciada a partir de espécies pioneiras até espécies climáticas, á vista disso os modelos de implantação também foram alterados, visando possibilitar a distribuição organizada das mudas no campo, a partir dos grupos sucessionais (KAGEYAMA & GANDARA, 2004; BRACALION et al., 2009).

Após a percepção da dinâmica da sucessão ecológica, surgiram diferentes modelos que consorciavam os grupos ecológicos, os quais sofreram inovações e que norteiam os pilares da restauração ecológica moderna, buscando o restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004).

Quadro 1: Características dos grupos ecológicos, adaptado de Budowski (1965).

Característica	Grupo Ecológico		
	Pioneira	Secundária	Climaxica
Germinação	Luz	Luz e Sombra Rápida	Sombra (Ciófila)
Crescimento	Rápido	Rápido a Moderado	Lento
Tolerância à sombra	Intolerante	Intolerante a tolerante no estado Juvenil	Tolerante
Regeneração Natural	Banco de sementes	Banco de sementes ou Banco de mudas	Banco de mudas
Sementes	Dormência, longa longevidade	Dormência, curta ou ausente, curta longevidade	Sem Dormência, curta longevidade
Dispersão	Anemocórica ou Zoocórica	Anemocórica ou Zoocórica (maioria)	Barocórica ou Zoocórica (maioria)
Tamanho das sementes e frutos dispersados	Pequena	Pequena a média	Grande e pesada
Idade Reprodutiva	Prematura (1 a 5 anos)	5 a 20 anos	Tardia (<20anos)
Dependência a Polinizadores	Baixa	Alta	Alta
Tempo de vida	Curto (até 15 anos)	Curto (até 15 anos)	Muito longa (>100 anos)

2. ABORDAGENS TÉCNICAS PARA ÁREAS EM RESTAURAÇÃO

No decorrer do tempo, pesquisadores notaram a necessidade de ajustes metodológicos para que as florestas restauradas efetivamente pudessem se perpetuar e garantir que a área não retornasse à situação inicial de degradação. Nesse sentido, a restauração pode ser dividida em dois grupos: a) restauração passiva: aquela que ocorre sem intervenção humana; b) restauração ativa: com ações humanas de diferentes intensidades (BRACALION et al., 2015; HOLL & AIDE., 2011).

A restauração passiva consiste no “retorno espontâneo de um ecossistema degradado rumo a um estado ou trajetória desejável pré-existente, por meio de resiliência, sucessão ou regeneração natural”, isolando o fator degradante da área a ser recuperada como, por exemplo, cercas para controlar o pastejo do gado, controle de ervas daninhas e proteção contra incêndio, a fim de causar a interrupção do agente de perturbação permitindo que a forma e funções se ajustem em equilíbrio dinâmico convergindo para restituição da estrutura anterior à perturbação (ARONSON et al., 2011; CROUZEILLES et al., 2017). Entretanto, antes de qualquer intervenção na área, é necessário observar seu potencial de auto recuperação, definido pela capacidade de suporte, pelas características do entorno e pelo histórico do local. Sendo assim, o conjunto de ações devem ser propostas no sentido de propiciar funções biológicas capazes de facilitar a natureza a se recompor e o enfoque principal da restauração, deve ser o reestabelecimento dos processos ecológicos capazes de garantir a construção e manutenção das comunidades florestais (RIBEIRO et al., 2007). Locais sob-restauração passiva demonstraram um aumento na densidade de plantas, diversidade de espécies e a capacidade de fornecer serviços de ecossistema, além de apresentar custos menores em relação a métodos de restauração ativa. (CHAZDON, 2008). Restauração assistida ou ativa é fundamentada nas ações de restauração promovidas pelo homem na intenção de conduzir, direcionar e favorecer o processo natural de sucessão ecológica em paisagens altamente afetadas pelas ações antrópicas e que não apresentam indícios de sucessão natural e/ou estão isoladas de remanescentes florestais conservados, tais condições que por si só não permitem a restauração efetiva da área em um prazo condizente. Levando em consideração o tempo em que os ecossistemas degradados levam para se recuperar em um processo de regeneração natural, os projetos de restauração ativa têm se destacado e se tornado comuns, podendo ser implantados com metodologias combinadas entre si, a depender das metas propostas, recursos disponíveis e características da área. Entretanto, os custos de implementação e manutenção podem ser fatores limitantes. (HOLL & AIDE, 2011; RODRIGUES et al., 2015)

2.1 TÉCNICAS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: PLANTIO DE MUDAS

O plantio de espécies arbóreas representa a intervenção mais comum em ambientes que perderam sua capacidade de autorregeneração. Isso se deve ao fato de apresentar resultados rápidos no recobrimento florestal da área, dinamizando o processo de sucessão e possibilitando o aumento da entrada de sementes de florestas nativas próximas por meio de fauna dispersora, aumentando assim a diversidade vegetal (PARROTA, 1997; ALMEIDA, 2016).

A técnica de plantio de mudas pode apresentar variações e ser aplicada de acordo com as características da área a ser restaurada. No plantio por adensamento, utilizam-se mudas de espécies iniciais da sucessão é adequada para ambientes com alta capacidade de resiliência, porém, apresentam baixa diversidade de vegetação arbustivo-arbóreas ou em áreas de borda de fragmentos e grandes clareiras em estágio inicial de sucessão, visando controlar a expansão de espécies invasoras e nativas em desequilíbrio, a fim de favorecer o desenvolvimento das espécies finais por meio do sombreamento (BRANCALION et al., 2009).

O plantio de enriquecimento consiste na introdução de espécies, principalmente em áreas de reserva legal e de preservação permanente, originalmente coberta por floresta ombrófila, pois favorecem o aporte de nutrientes em relação à quantidade e à distribuição mais uniforme, além de terem uma alta composição de vegetação nativa. Em geral, são plantados mais de mil indivíduos vegetais por hectare, com alta diversidade de espécies, podendo garantir uma boa cobertura do solo, o que contribui para a manutenção da umidade neste componente ambiental (SALOMÃO et al., 2013; VILLA et al., 2016). O plantio de enriquecimento contempla espécies com maior interação com a fauna, e/ou das diversas formas vegetais originais de cada formação florestal, tal como lianas, herbáceas e arbustos, favorecendo o resgate da diversidade genética. A introdução de mudas de espécies já presentes na área pode ser produzida a partir de sementes provenientes de outros fragmentos de mesmo tipo florestal, possibilitando o aumento da biodiversidade local aos níveis naturalmente encontrados no ecossistema de referência. Essa técnica também busca suprimir as espécies indesejáveis (invasoras), impedindo-as de se estabelecerem nas clareiras dos ambientes em processo de restauração (HOSOKAWA, 1998).

O plantio de enriquecimento possui como vantagem o aproveitamento da regeneração natural local, com o intuito melhorar a qualidade da regeneração, permitindo a introdução de espécies de importância ecológica e/ou, econômica na região, sendo que as espécies apropriadas ao plantio, devem ser escolhidas com base no conhecimento sobre seu desempenho e de seus benefícios ambientais e econômicos. As espécies plantadas em

sistemas de plantio de enriquecimento podem ser beneficiadas pela cobertura do dossel, que atua na manutenção da temperatura e da umidade local e pela proteção que a vegetação nativa oferece contra erosão do solo e lixiviação de nutrientes (HOSOKAWA et al., 1998; MESQUITA, 2000; VENTUROLI et al., 2011).

Para áreas com graus elevados de degradação e com pouca ou nenhuma presença de indivíduos arbóreos, geralmente com predominância de gramíneas exóticas invasoras (braquiária), o plantio total é a técnica mais adequada, pois há a necessidade de introduzir mudas de espécies arbóreas (convencional) ou através de sementes (semeadura direta), neste último caso, desde que o solo possua os atributos físico e químicos necessários para garantir o desenvolvimento vegetal (ENGEL & PARROTA, 2001).

2.1.1 SEMEADURA DIRETA

Esta tecnologia possibilita incluir diversidade no plantio, bem como baratear os custos de implantação. De modo geral, o custo tem representado uma barreira significativa para a implementação de programas de restauração, tanto por parte dos executores como pelos financiadores da atividade, pois é comum que métodos eficientes, mas com custos excessivamente altos, sejam prontamente esquecidos e/ou descartados (BELLOTTO et al., 2009; PEREIRA et al., 2020).

A semeadura direta é uma opção para a restauração florestal ativa, pois não há custos com viveiros, transporte de mudas e perfuração de covas (BULLARD et al., 1992; ENGEL & PARROTA, 2001; SILVA & VIEIRA, 2017) e possibilita plantios bastante adensados, promovendo elevada cobertura do solo em curto prazo (MUEHLETHALER & KAMM, 2009; WILLOUGHBY & JINKS, 2009). Essa característica é importante, pois a competição com gramíneas exóticas demanda alto custo de manutenção (HOLL et al., 2000; SAMPAIO, 2007).

A semeadura direta pode ser realizada a lanço, linhas ou covas. É recomendável a semeadura a lanço ou em linhas bem próximas por proporcionar um adensamento superior aos outros métodos, pois a semeadura em linhas muito espaçadas ou em covas cobriria mais lentamente o solo (MARTINS, 2015). A semeadura a lanço é mais simples de executar e é esperada uma cobertura mais homogênea da área, enquanto na semeadura em linhas pode haver roçada ou capina nas entrelinhas para controle de plantas indesejáveis. Porém, é necessário adequar a densidade ideal de sementes para semeadura levando em consideração os tamanhos das sementes e armazenamento, para que alcance o objetivo de promover uma cobertura rápida do solo de florestas em restauração ecológica. Diversas espécies têm sucesso

na sementeira direta, possibilitando inserir certa diversidade nas áreas em restauração, no entanto muitas espécies têm menor sucesso, especialmente as de sementes pequenas e recalcitrantes (SILVA & VIEIRA, 2017; PELLIZZARO et al., 2017). Nestes casos o consórcio com plantio de mudas aumentaria a diversidade dos plantios. Além disso, o uso da sementeira direta se mostra promissora na recuperação de mata ciliar (SANTOS JUNIOR et al., 2004), podendo também ser realizada na maioria das condições de sítios e, especialmente, em áreas onde a regeneração natural e o plantio de mudas não podem ser executados devido as características do local ou pela dificuldade de acesso (BARNETT & BAKER, 1991; MATTEI, 1995).

A sementeira direta de árvores pioneiras pode ser mais eficiente do que o plantio de mudas, uma vez que a densidade de plântulas estabelecidas é alta, proporcionando o fechamento mais rápido do dossel, e conseqüentemente diminuindo os custos de controle das espécies invasoras (WALLIN et al., 2009; CAMPOS-FILHO et al., 2013).

O principal objetivo em um projeto de restauração é ocupar o espaço o mais rápido possível, portanto a densidade de sementes semeadas é alta. Isto faz com que o espaçamento entre os indivíduos estabelecidos seja próximo, se assemelhando ao que ocorre naturalmente, conseqüentemente favorecendo as relações interespecíficas como facilitação e competição. Em contrapartida, a competição entre as gramíneas invasoras e as plântulas pode ser prolongada, porque as plântulas provenientes da sementeira direta permanecem no estrato herbáceo por mais tempo do que as plântulas cultivadas em viveiros que já são plantadas com certa altura (RIGINOS, 2009; SILVA et al., 2015; GUERIN et al., 2015).

A sementeira direta pode ser usada como uma ferramenta para acelerar a recolonização em áreas degradadas, mas o sucesso depende da escolha do método de sementeira e a sua adequação para os tipos de sementes selecionadas (DOUST et al., 2006, SOUZA, 2013).

Nos estudos de Figueredo (2021) indicaram que a sementeira direta combinada a incorporação da serapilheira é uma alternativa promissora de baixo custo para aumentar o uso de espécies nativas de diferentes grupos funcionais em projetos de recuperação de áreas pós-mineradas. No entanto, pontuam a necessidade de estudos dedicados à tecnologia de sementes com o objetivo de aumentar a germinação e o estabelecimento de mudas, bem como a triagem de espécies que podem ser propagadas por sementeira direta em áreas degradadas. Para comprovar a eficiência do método, Freitas et al 2019, avaliou locais de restauração com até dez anos de idade na bacia do rio Xingu, Mato Grosso. Ele constatou que houve uma alta variabilidade na taxa de recuperação da vegetação após a sementeira direta, atestando sua eficiência na restauração de floresta tropical atingindo atributos de vegetação que

desencadeiam o processo sucessional, promovendo uma estrutura mais semelhante a locais de regeneração natural resilientes do que a locais onde foi utilizado o método de plantio de mudas. Porém, recomendam que em locais com baixo número de espécies, seja feito o enriquecimento com mudas, utilizando espécies de crescimento lento ou espécies que não se estabeleceram por meio de sementeira direta e as gramíneas exóticas devem ser controladas, uma opção para isso é o uso seletivo de herbicidas, mas a aplicação deve ser direcionada para as touceiras e deve acontecer somente após o estabelecimento da espécie semeada. Já Pellizzaro et al (2017) avaliaram a restauração ecológica do Cerrado por meio da sementeira direta, observaram que foi possível promover a restauração ecológica com preparo prévio de roçagem e gradagem, utilizando espécies selecionadas para composição de conjuntos de grupos de sucessão, aumentando a diversidade e restaurando os processos ecológicos, sendo eficaz em estabelecer e manter a maioria das espécies testadas nos primeiros três anos de acompanhamento.

2.1.2 TRANSPOSIÇÃO DE SOLO

As chances de sucesso das técnicas na recuperação florestal podem ser alavancadas através de métodos auxiliares chamados de nucleação, que consiste em produzir pequenos habitats que auxiliem o aumento das interações interespecíficas, envolvendo as interações ecológicas de base (produtores, consumidores e decompositores), tornando-a extremamente eficaz. A técnica tem como objetivo copiar a natureza e proporcionar condições para que, após uma intervenção em um local degradado, o processo de nucleação aconteça e progrida até um estado florestal (REIS et al., 2007; REIS et al., 2014).

Os principais métodos de nucleação utilizados são: transposição do solo, serapilheira, galharias e poleiros artificiais (YARRANTON & MORRISON, 1974; MARTINS, 2015). A serapilheira é constituída por toda e qualquer tipo de matéria orgânica presente no piso florestal, geralmente de florestas secundárias jovens devido o maior potencial de aproveitamento do banco de sementes com o predomínio de espécies pioneiras, que rapidamente irão colonizar o local (BRANCALION et al, 2015). A técnica consiste em transpor porções superficiais do solo, sendo o solo uma parte bastante importante do ecossistema, pois influencia significativamente o tipo de vegetação que irá se estabelecer, conforme a capacidade do solo em suprir e reciclar nutrientes, bem como suportar o crescimento e desenvolvimento das raízes proporcionando uma adequada atividade biológica. Além de recobrimento do solo exposto, as ações proporcionam que sejam inoculados importantes componentes do solo tais como: matéria orgânica, nutrientes e microbiota que

auxiliam na melhora da funcionalidade do solo, além de propágulos vegetais, que serão importantes na diversidade de espécies (CASALINHO et al., 2007; RODRIGUES et al., 2010; RIVIERA et al., 2014).

O banco de sementes é o reservatório viável de sementes no solo, na superfície e na serapilheira (ROBERTS, 1981), sendo estas capazes de substituir plantas adultas que desapareceram por morte natural ou por perturbações ambientais (BAKER, 1989). A formação do banco de sementes ocorre por meio da chuva de sementes proveniente da comunidade local, comunidades vizinhas e de áreas mais distantes, quando as sementes são dispersas após os processos de dispersão (vento, gravidade, água da chuva ou animais). O banco de sementes do solo é considerado um bom indicador do estado de conservação e do potencial de restauração de ecossistemas florestais, levando em consideração sua composição florística e densidade (HALL & SWAINE, 1980; RODRIGUES & GANDOLFI, 1998; MARTINS, 2007; MARTINS et al., 2008; NETO et al., 2010; CAVASSAN, 2019).

Em ambientes florestais tropicais, o banco de sementes está relacionado a quatro níveis de processos de regeneração, sendo a colonização e o estabelecimento de espécies, a manutenção da biodiversidade, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies após distúrbios naturais ou antrópicos (UHL et al., 1988; GARWOOD, 1989).

Vários estudos têm sido realizados nos últimos anos com a transposição de solo, tanto em áreas degradadas pós-mineradas como para pastagens abandonadas. Rocha et al (2020) constatou que a adição de solo superficial permitiu o recrutamento de indivíduos do banco de sementes pré-existente, possibilitou condições favoráveis para o estabelecimento de diásporos do meio ambiente restaurando assim os processos ambientais e criando uma comunidade funcional e a associação de serapilheira obteve resultados significativos por apresentaram transformações de microestruturas decorrentes do crescimento das plantas, apresentando potencial para aumentar a taxa de sucesso do uso da camada superficial do solo como material na recuperação de áreas degradadas mineradas. Já Moraes et al (2017) em seus resultados, ressaltam o reconhecimento da importância do banco de sementes na recuperação ecológica e funcional das áreas mineradas mesmo com baixa densidade de sementes no banco de sementes do solo, ainda é significativo para fins de restauração pós-mineração, pois além de fornecer sementes, fornece microrganismos do solo e meios adequados para a germinação e crescimento das plantas. Além disso, alguns dispositivos podem ser adotados para melhorar a dispersão e a capacidade das espécies para seu completo estabelecimento e bom desenvolvimento. Pilon et al (2018), em seu estudo no Cerrado brasileiro, para restaurar a

vegetação por meio da camada superficial do solo, a transferência do solo superficial provou ser uma etapa importante na restauração de pastagens tropicais degradadas sendo eficaz na reintrodução de plantas herbáceas, incluindo espécies-alvo. Os autores recomendam que a época de coleta seja levada em consideração, visto que teve forte influência nos resultados, pois o material coletado no final da estação chuvosa proporcionou melhores resultados em termos de densidade e riqueza.

No estudo de Amaral et al (2017), em pastagens abandonadas avaliou diferentes profundidades da camada superficial do solo associadas com sombreamento superficial de sombrite 70%, constatando que o solo superficial proveniente de floresta de estágio médio é o mais adequado para restauração de áreas de pastagem degradadas e o sombreamento exerceu uma influência positiva sobre a regeneração natural do banco de sementes.

Tendo em vista as diferentes metodologias para recuperação de áreas degradadas, a combinação de métodos que visam acelerar os processos de restauração ecológica é de imprescindível compreensão para que a seleção do melhor método seja de acordo com a capacidade de resiliência do local a ser restaurado e das áreas circunvizinhas, garantindo a manutenção da qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. 3 ed. Ilhéus: **Editus-Editora da UESC**. 200 p. 2016.

AMARAL, L. A et al. Use of topsoil for restoration of a degraded pasture area. **Brazilian Agricultural Research**, v. 52, p. 1080-1090, 2017.

ARAI, F.K, et al. Spatialization of precipitation and erosivity in the Dourados River Basin - MS. **Agricultural Engineering**. v. 30, n 5, p. 922-931, 2010.

ARONSON, J. et al. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690-695, 2011.

BAKER, H. G. Some aspects of the natural history of seed banks. **Ecology of soil seed banks**, p. 9-21, 1989.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. Seeds: ecology, biogeography, and, evolution of dormancy and germination. **Elsevier**, 2004.

BELLOTTO, A. et al. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicados. **RODRIGUES RR, BRANCALION PHS, ISERNHAGEM I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica:**

referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Métodos de restauração florestal: áreas que não possibilitam o aproveitamento inicial da regeneração natural. **RR Restauração Florestal. São Paulo: Oficina e Textos**, p. 252-285, 2015.

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

BRANCALION, P.H.S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, p. 455-470, 2009.

BUDOWSKI, G. **Distribution of tropical American rain-forest species in the light of successional processes**. 1965.

BULLARD, S et al. Economics of direct seeding and planting for establishing oak stands on old-field sites in the South. **Southern Journal of Applied Forestry**, v. 16, n. 1, p. 34-40, 1992.

CAMPOS-FILHO, E. M. et al. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of sustainable forestry**, v. 32, n. 7, p. 702-727, 2013.

CASALINHO, H.D; et al. Qualidade do solo em sistemas de produção de base Ecológica: A percepção do agricultor. **Cadernos de Agroecologia**, v. 2, n. 1, 2007.

CAVASSAM, M. G. B et al. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas1. **Hoehnea**, v. 43, p. 301-315, 2019.

COLE, R. J et al. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1255-1269, 2010.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CROUZEILLES, R. et al. The success of ecological restoration is greater for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Advances in science**, v. 3, n. 11, pág. e1701345, 2017.

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

DOUST, S. J et al. Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 234, n. 1-3, p. 333-343, 2006.

DURIGAN, G. et al. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v. 21, n. 1, p. 39-54, 2009.

DURIGAN, G. Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo, **Páginas e Letras**, p.419-445, 2004.

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

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

FERRETTI, A. R. Fundamentos ecológicos para o planejamento da restauração florestal. A restauração da mata atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural. **Colombo: Embrapa Florestas**, p. 21-26, 2002.

FREITAS, M. G. et al. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 224–232, 2019.

FREITAS, G. A. et al. Influence of shading on seedling quality of *Sclerolobium paniculatum* Vogel for recovery of degraded areas. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 3, n. 3, p. 5-12, 2012.

FREITAS, S. R et al. Tijuca National Park: two pioneering restorationist initiatives in Atlantic forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 975-982, 2006.

FIGUEREDO, M. et al. Direct seeding in the restoration of post-mined campo rupestre: Germination and establishment of 14 native species. **Flora**, v. 276–277, n. January, p. 151772, 2021.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. **Ecology of soil seed banks**, p. 149-209, 1989.

GUERIN, N. et al. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para restauração ecológica. In: **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Martins, S. V. (Ed.). 2 ed. Editora UFV, Viçosa. p. 331-376, 2015.

GUERRA, A et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

HALL, J. B.; SWAINE, M. D. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica**, p. 256-263, 1980.

HALL, S. L et al. Topsoil seed bank of an Oak–Hickory forest in eastern Kentucky as a restoration tool on surface mines. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 6, p. 834-842, 2010.

HIGGS, E. et al. The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 1, p. 159-164, 2005.

- HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOSOKAWA, R. T et al. Introdução ao manejo e economia de florestas. Curitiba: UFPR, 162p, 1998.
- ISERNHAGEN, I. Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil. **Piracicaba, SP**, v. 105, 2010.
- KAGEYAMA, P. Y. et al. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatórios. In: **6 Congresso Florestal Brasileiro**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio ESALQ/USP e CESP. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, p. 47-58, 2005.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F., eds. **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, FAPESP, p.249-269. 2004.
- KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F de A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF, Piracicaba**, v. 41, n. 42, p. 83-93, 1989.
- MARTINS, S. V. et al. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, v. 32, p. 1081-1088, 2008.
- MARTINS, S. V. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. **Viçosa: Aprenda Fácil**, 3. Ed. 2009.
- MARTINS, S. V. Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados. (2a ed.), UFV, 2015.
- MARTINS, S. V. Restauração Florestal. **EBOOK DIGITAL**. 2020. MATTEI, V. L. Preparo de solo e uso de protetor físico, na implantação de *Cedrela fissilis* V.e *Pinus taeda* L., por semeadura direta. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 1, n. 3, 1995.
- MATTEI, V. L. Materiais de cobertura em semeadura de *Pinus elliottii* Engelm e *P. taeda* L., diretamente no campo. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 4, n. 1, 1998.
- MELI, P et al. Optimizing the sowing density of native trees of fast growth for the restoration of the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology of the Restoration**, v. 26, n. 2, p. 212- 219, 2018.
- MENEGUZZO, I. S. CHAICOUSKI, A. Reflexões acerca dos conceitos de degradação ambiental, impacto ambiental e conservação da natureza. **GEOGRAFIA (Londrina)**, v. 19, n. 1, p. 181-185, 2010.
- MORAES, R. P et al. Effect of topsoil stockpiling on the viability of seed bank in field phytophysiological Campos de Altitude. **Cerne**, v. 23, p. 339-347, 2017.

- MUEHLETHALER, U et al. Innovative direct seeding method in the forest. **Agrarforschung**, v. 16, n. 10, p. 384-389, 2009.
- NETO, A. M. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, p. 1035-1043, 2010.
- NOGUEIRA, J. C. B. Reflorestamento heterogêneo em essências indígenas. São Paulo. **Instituto Florestal**, 1977.
- PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 1-7, 1997.
- PELLIZZARO, K. F. et al. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*, v. 40, n. 3, p. 681-693, 2017.
- PEREIRA, Z. V et al. A restauração ecológica em área de preservação permanente no Estado de Mato Grosso do Sul. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 4, p. 4394-4407, 2020.
- PILON, N. A. L et al Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoring Brazilian**. v. 26, n. 1, p. 73–81, 2018.
- RAI, P. K.; KIM, Ki-Hyun. Invasive alien plants and environmental remediation: A new paradigm for sustainable restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 3-7, 2020.
- REIS, A; TRES, D. R; SCARIOT, E. E. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 55, p. 67-67, 2007.
- REIS, A et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.
- RIGINOS, C. Grass competition suppresses savanna tree growth across multiple demographic stages. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 335-340, 2009.
- RIVERA, D. et al. Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments: Soil fertility, microbial activity and vegetation cover. **PLoS one**, v. 9, n. 7, p. e101413, 2014.
- ROBERTS, H. A. Seed banks in the soil: advances in applied biology. Cambridge: **Academic Press**, v. 6, 1981.
- ROCHA, F. C. G. et al. Chemical and microstructural behaviour of ferruginous rocky outcrops topsoils applied to degraded mining areas. **International Journal of Mining, Reclamation and Environment**, v. 00, n. 00, p. 1–16, 2020.
- RODRIGUES, R.R; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista brasileira de horticultura ornamental**, v. 2, n. 1, p. 4-15, 1996.

RODRIGUES, B. D. et al. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 1, p. 65–73, 2010.

RODRIGUES, R. R. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. (ED) **LERF; Piracicaba**: ESALQ, 2013.

RODRIGUES, R.R; et al. **Restauração florestal**. Oficina de Textos, 2015.

SALOMÃO, R. P et al. Seleção de espécies da floresta ombrófila densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 23, p. 139-151, 2013.

SAMPAIO, A. B et al. Regeneration of seasonal deciduous forest tree species in long-used pastures in Central Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 5, p. 655-659, 2007.

SANTOS, A. M. et al. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. **Journal of biogeography**, v. 34, n. 3, p. 437-446, 2007.

SANTOS JÚNIOR, N. A et al. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Revista Cerne**, v.10, n.1, p.103-117, 2004.

SCALON, S. DE P. Q. et al. Crescimento inicial de mudas de *Bombacopsis glabra* (Pasq.) A. Robyns sob condição de sombreamento. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 753–758, 2003.

SILVA, R. R., & VIEIRA, D. L. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 410-421, 2017.

SILVA, K.A. et al. Semeadura direta Com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Arvore**, v. 39, n. 5, p. 811–820, 2015.

SOUZA, R.P. Semeadura direta de espécies florestais nativas, como alternativa de restauração ecológica para a região de Dourados, estado do Mato Grosso do Sul. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), 2013.

TOZER, M. G. et al. An application of plant functional types for predicting restoration outcomes. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 730-739, 2012.

UCHIDA, T; CAMPOS, M. A. A. Influência do sombreamento no crescimento de mudas de cumaru (*Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd. - Fabaceae), cultivadas em viveiro. **Acta amazônica**, v. 30, n. 1, p. 107-107, 2000.

UHL, C et al. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, n. 3, p. 751-763, 1988.

VÉCRIN, M. P.; MULLER, S. Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. **Applied Vegetation Science**, v. 6, n. 2, p. 271-278, 2003.

VILLA, E. B. et al. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 90-99, 2016.

WALLIN, L. et al. Artificial dispersal as a restoration tool in meadows: sowing or planting? **Restoration Ecology**, v. 17, n. 2, p. 270-279, 2009.

WILLOUGHBY, I; JINKS, R, L. The effect of duration of vegetation management on broadleaved woodland creation by direct seeding. **Forestry**, v. 82, n. 3, p. 343-359, 2009.

WWF BRASIL. Restauração Ecológica no Brasil: Desafios e Oportunidades. p. 91, 2017. Disponível:

https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/restauracao_ecologica_1.pdf.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, p. 417-428, 1974.

CAPÍTULO II

APLICAÇÃO DE SEMEADURA DIRETA ASSOCIADA AO TOPSOIL COMO ESTRATÉGIA PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Resumo: As técnicas de semeadura direta e topsoil são consideradas favoráveis à restauração ecológica de remanescentes florestais degradados. No entanto, é necessário o aprimoramento para cada grau de degradação levando em consideração a dinâmica de recuperação florestal quanto à intensidade luminosa e a competição com gramíneas exóticas invasoras. O objetivo deste estudo foi avaliar a utilização da semeadura direta de espécies florestais consorciada com a transposição do topsoil em diferentes níveis de sombreamento em áreas infestadas por gramíneas exóticas invasoras. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial sendo três densidades de sementes (5, 10 e 15 uni.), três profundidades do Topsoil (0, 10 e 20cm) e três níveis de sombreamento (0%, 50% e 70%). Os tratamentos foram constituídos de duas linhas com quatro repetições. A análise estatística utilizada foi Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para realizar ordenações baseadas na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. O topsoil contribuiu para a emergência das sementes, porém é necessário haver mais estudos para definir melhores arranjos com sementes pequenas para que se tenha mais sucesso com relação à emergência pois algumas espécies são úteis para o processo inicial da colonização pelo rápido crescimento e estabelecimento como *Guazuma ulmifolia* Lam e *Schinus terebentifolius* Raddi. O sombreamento favoreceu a emergência e o estabelecimento inicial das espécies estudadas, porém é necessário adequar a técnica buscando meios de minizar os custos para implementação.

PALAVRAS CHAVES: Sombreamento, Topsoil, Semeadura direta, Restauração Ecológica.

APPLICATION OF DIRECT SEEDING ASSOCIATED WITH TOPSOIL AS A STRATEGY FOR ECOLOGICAL RESTORATION

Abstract: Direct seeding and topsoil techniques are considered favorable to ecological restoration of degraded forest remnants. However, its improving is necessary for each degree of degradation, considering the dynamics of forest recovery in terms of light intensity and competition with invasive exotic grasses. The aim of this study is to evaluate the use of direct seeding of forest species intercropped with topsoil transposition at different shading levels in areas infested by invasive exotic grasses. The experiment was carried out in a Completely Randomized Design (CRD) in a factorial arrangement with three seed densities (5, 10 and 15), three Topsoil depths (0, 10 and 20 cm) and three shading levels (0%, 50% and 70%). The treatments consisted of two lines with four replications. The statistical analysis used was Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) to perform rankings based on the Bray-Curtis dissimilarity matrix. Topsoil contributed to the emergence of seeds, but more studies are needed to better define arrangements with small seeds so that it has more success with regard to germination, as some species are useful for the initial process of colonization by rapid growth and establishment such as *Guazuma ulmifolia* Lam and *Schinus terebentifolius* Raddi. The shading favored the emergence and initial establishment of the studied species, but it is necessary to adapt the technique in order to minimize the costs of implementation.

KEYWORDS: Shading, Topsoil, Direct Seeding, Ecological Restoration.

2. INTRODUÇÃO

A semeadura direta de árvores tem registro desde 1870 na Austrália (IRVING, 2004; CARR et al., 2009) e hoje se apresenta como alternativa para a restauração ecológica de ecossistemas florestais (BONILLA-MOHENO et al., 2010; CAMPOS-FILHO et al., 2013; SILVA & VIEIRA., 2017).

A semeadura direta é uma das alternativas que pode ser empregada para acelerar o processo de recolonização e sucessão secundária. O método é considerado viável pela sua praticidade, pela semelhança com o processo de regeneração natural, menor tempo de implantação e custo, ao ser comparado ao plantio de mudas e a possibilidade de ser utilizada em locais de difícil acesso (FERREIRA et al., 2007; COLE et al., 2010). A técnica tem algumas desvantagens como, por exemplo, a menor taxa de germinação em relação às condições de viveiros ou laboratórios, bem como a baixa viabilidade das sementes de algumas espécies, predação de sementes e a alta mortalidade de mudas na fase inicial. Por estas razões, é necessário a criação de um microambiente e o condicionamento da semente para potencializar o método e superar as deficiências locais (ENGEL & PARROTA, 2001; BECHARA, 2007; REIS et al., 2014; REGO, 2017). Neste contexto, Mattei (1998), recomenda a cobertura do solo para melhorar a retenção de água nas camadas superficiais do solo. Os protetores propiciam melhorias na germinação das sementes e sobrevivência das mudas além de criar um microambiente para o crescimento das plantas jovens (SILVA et al., 2012).

Os protetores físicos são tipicamente feitos com material plástico leve e rígido, transparente ou translúcido, podendo ser corrugado ou de parede dupla (WIDELL, 1996). Seguindo estes padrões, os protetores mais utilizados pelos autores são copos de plásticos de 250 ml sem fundo e copos de papel sem fundo laminado de madeira em cobertura aos pontos semeados (FERREIRA, 2002; MATTEI & ROSENTHAL, 2002; BRACHTVOGEL et al., 2009).

Nos últimos anos, no cenário de pesquisa relacionada à restauração ecológica, se têm desenvolvido tecnologias que permitem o rápido estabelecendo inicial e proteção das espécies, através do uso de protótipos para este fim, como por exemplo, o nucleário, que, ao ser colocado no coroamento de mudas, pode diminuir os efeitos de gramíneas invasoras, aumentando assim o crescimento em área de copa, ou também como o uso do papelão (caixa de pizza) no coroamento, que proporciona um melhor custo-efetividade (BENITES et al., 2020).

O sucesso das técnicas de restauração pode ser impulsionado através de métodos auxiliares chamados de nucleação (REIS et al., 2014), que consistem em produzir pequenos habitats que auxiliem o aumento das interações interespecíficas e promovem o processo de recrutamento de novas espécies de fragmentos vizinhos do banco de sementes local, criando condições para a regeneração natural, como a chegada de espécies vegetais, animais e microrganismos, construindo uma rede de interações entre eles. O conceito da nucleação dispara gatilhos ecológicos no processo de regeneração natural. Por conseguinte, os núcleos são elementos capazes de formar novas populações, novos nichos de regeneração e gerar conectividade na paisagem (ANICETO et al., 2021). Dentro do conjunto de técnicas de nucleação, o topsoil tem destaque, pois por ser uma alternativa viável para auxiliar no processo de sucessão em áreas que o solo foi degradado. O topsoil engloba os primeiros horizontes do solo rico em matéria orgânica, microrganismos e sementes, principalmente de espécies pioneiras. Facilita o fluxo gênico da biodiversidade regional, através da germinação do banco de sementes e do desenvolvimento da biota do solo. A técnica se mostra de alto potencial com um rápido efeito, sendo ideal para a introdução de espécies colonizadoras como herbáceas, lianas, arbustos e arvoretas pioneiras. As sementes germinam e juntamente com os nutrientes e matéria orgânicos disponíveis no solo, permitem o estabelecimento de espécies secundárias tardias, esse dinamismo acarreta na ciclagem de nutrientes contribuindo para o processo de sucessão ecológica (BECHARA, 2007; REIS et al 2014; PIAIA et al., 2017).

Diversas pesquisas têm sido realizadas visando adequar métodos e técnicas de restauração às diferentes níveis de degradação, sendo assim o topsoil consorciado à semeadura direta apresenta-se como técnica de nucleação promissora, proporcionando maior porcentagem de plântulas emergidas e estabelecidas após a semeadura, porém ainda é necessário o aprimoramento de tal modo que todos os investimentos realizados sejam efetivamente capazes de se auto-sustentarem, além de promoverem as mais estreitas e complexas relações solo-planta-animal (GISLER & BARBOSA, 2000; SILVA et al., 2015).

Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa é avaliar a utilização da semeadura direta de espécies florestais em processo de restauração em diferentes níveis de sombreamento, densidade de sementes e profundidades de solo em áreas infestadas por gramíneas exóticas invasoras.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados, localiza-se próximo a BR 463 Dourados – Ponta

Porã, Km 20, entre as coordenadas na latitude Sul $54^{\circ} 54' 34''$ / S $22^{\circ} 14' 47''$ e longitude Oeste $54^{\circ} 59' 02''$ / S $22^{\circ} 13' 18''$ (Figura 1).

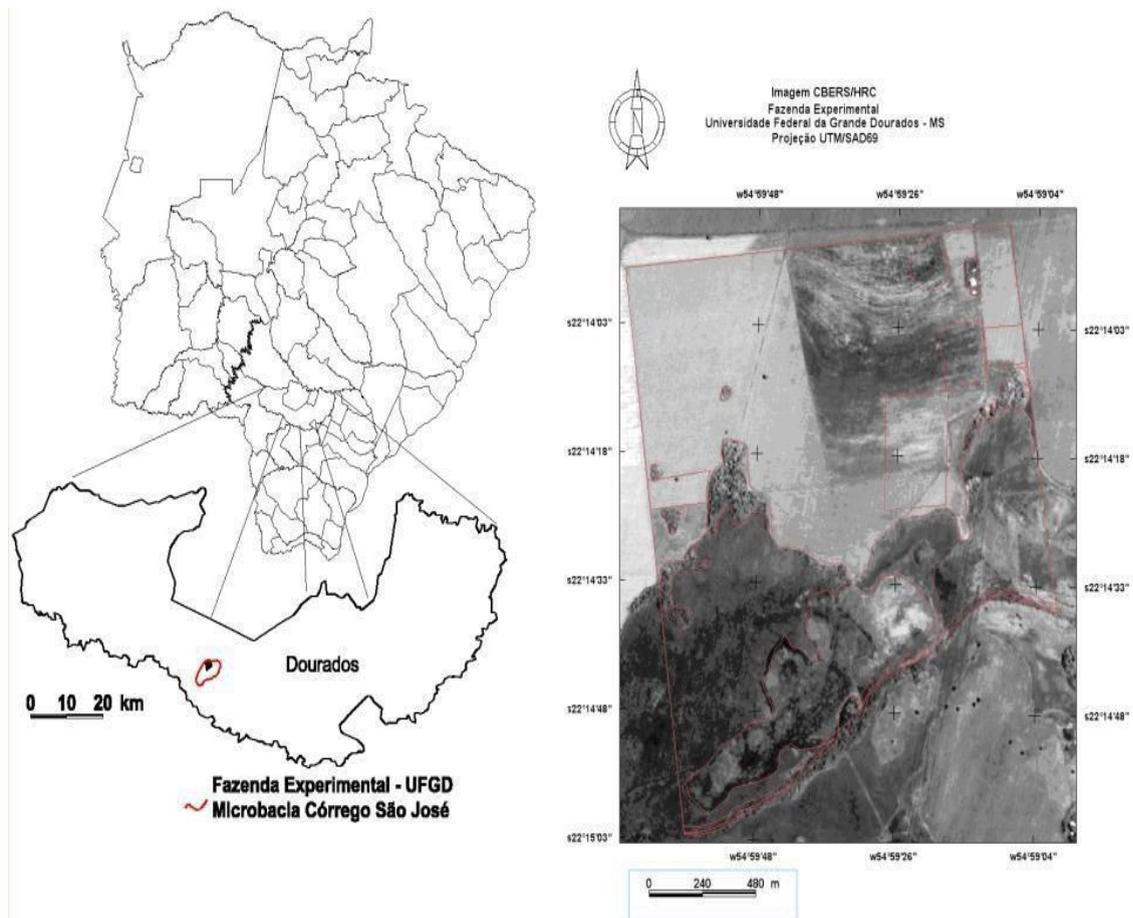


Figura 1: Mapa destacando o estado do Mato Grosso do Sul, sinalizando a área experimental da Fazenda Experimental da UFGD. Dourados, MS, destinada a resutaração florestal. (Fonte: CBER/HRC).

A formação Florestal faz parte dos domínios da Floresta Atlântica e é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). Não é possível encontrar remanescentes florestais originais, devido a culturas agrícolas e à exploração seletiva de madeira, principalmente peroba e ipê, foram reduzidos a pequenos fragmentos de vegetação secundária. A propriedade passou a ser administrada pela Universidade em 2008, cessando a atividades. O local foi escolhido para o desenvolvimento da pesquisa devido à necessidade de atender a legislação vigente e melhorar as condições ambientais do remanescente.

O solo da região classifica-se como Latossolo Vermelho Distroférico (EMBRAPA, 2006). O clima da região, segundo a classificação de Köppen (1948) é considerado do tipo CFA (clima temperado úmido) com estações de inverno e verão bem definidas, sendo a precipitação média anual de 1.410 mm (ARAI et al., 2010). Nos meses de novembro, dezembro e janeiro são o trimestre mais chuvoso e a distribuição anual das chuvas tem comportamento similar ao da temperatura, com os meses mais frios (junho, julho e agosto) apresentando também os menores índices de precipitação (OLIVEIRA et al., 2000). Os dados de temperatura e pluviosidade médias para o município de Dourados, na época do desenvolvimento do estudo encontram-se na Figura 2.

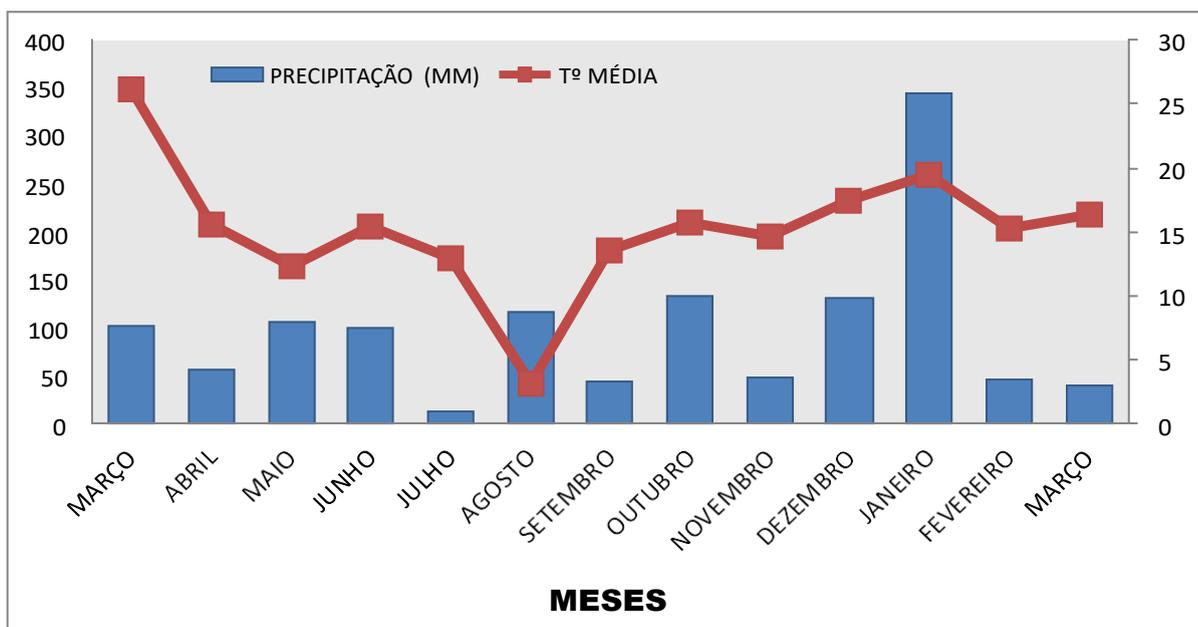


Figura 2: - Médias mensais de precipitações (mm) e temperatura (°C), no período de março de 2020 a março de 2021 na cidade de Dourados, MS. (Fonte: Embrapa Agropecuária Oeste).

3.1.2 ESPÉCIES SELECIONADAS

Foram coletados frutos e sementes de dezesseis espécies de árvores nativas ocorrentes em fragmentos florestais próximos a área de estudo no período de frutificação entre os meses de junho e dezembro de 2019. Para cada espécie foram colhidas dez matrizes, distante entre si em pelo menos um quilometro. A classificação do grupo ecológico das espécies foi realizada segundo Gandolfi et al. (1995) e a síndrome de dispersão baseada em Van Der Pill (1982), conforme Tabela 1.

Após as coletas, no Laboratório de Restauração Ambiental (LABRA-UFGD) procedeu-se o despulpamento manual dos frutos para a retirada das sementes, que foram lavadas em água corrente e mantidas sobre papel toalha, à sombra, por 24 horas e separadas

em sacos de papel e armazenadas em câmara fria (6-9 °C e 60-65% de umidade relativa) onde permaneceram até a instalação do experimento. Posteriormente, foi realizada análise física e de viabilidade das sementes imergindo-as, cortadas ao meio no Tetrázólio (KRZYZANOWSKI et al., 1999). As sementes foram separadas e acondicionadas em pacotes, com densidade de 5,10 e 15 sementes, de cada espécie. Não foi utilizado nenhum tratamento para superação de domência para as sementes.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR	GE	VIA%	S.D
Anacardiaceae	<i>Schinus terebentifolius</i> Raddi	Aroeira-Pimenteira	P	81	ZOO
	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl	Aroeira-brava	P	92	ZOO
Bignoniaceae	<i>Handroanthus roseo-albus</i> (Ridl.) Mattos	Ipê branco	ST	84	ANE
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. e DC.) Mattos	Ipê amarelo	ST	85	ANE
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. e DC.) Mattos	Ipê Roxo	ST	97	ANE
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	P	86	ANE
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim- bravo	P	94	ANE
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	ST	96	ZOO
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam	Mutambo	SI	84	ZOO
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud	Amoreira – Brava	ST	95	ZOO
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	SI	85	ZOO
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L	Cebolão	P	80	ZOO
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart	Capororoca	SI	81	ZOO
Rubiaceae.	<i>Genipa americana</i> L	Genipapo	P	97	ZOO
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L	Saboneteira	SI	96	ZOO
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L	Jurubeba	P	80	ZOO

Tabela 1: Lista das espécies utilizadas na sementeira direta em Dourados-MS. Legenda: GE – Grupo ecológico; P – pioneiras, SI – secundárias iniciais, ST – secundárias tardias, C- sem caracterização (GANDOLFI, et al., 1995). Via% – porcentagem de viabilidade das sementes pelo teste tetrázólio. S.D – síndrome de dispersão, ANE: anemocórica, ZOO: zoocórica (VAN DER PILL, 1982).

4. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

A área experimental abrange 500 m², referente a 10 metros de largura por 50 metros de comprimento, o local é dominado por gramíneas exóticas invasoras, principalmente *Urochloa decumbens* (Stapf) Webster. E está situado próximo a um fragmento de vegetação secundária.

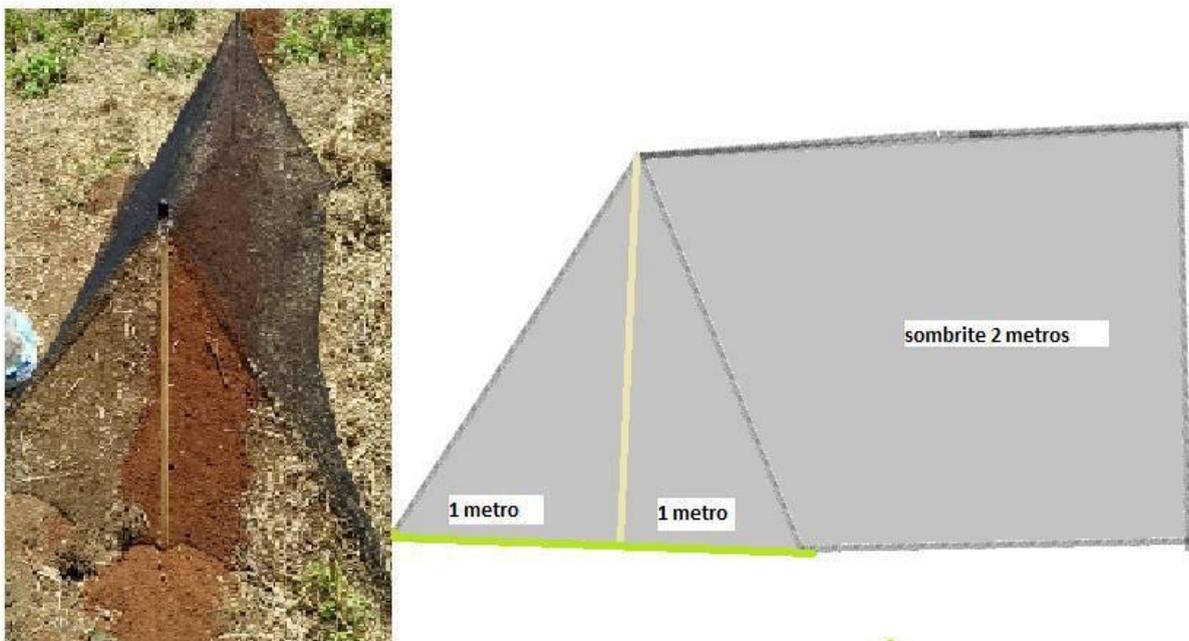
O experimento foi montado em canteiros em céu aberto, foi realizado a gradagem do solo, seguido por estaqueamento para delimitação da área experimental e conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) com parcelas subdivididas formadas pela interação entre três densidades de sementes (5, 10 e 15), duas profundidades de Topsoil (0-10

e 0- 20 cm) e ausência de topsoil e três níveis de sombreamento (0%, 50% e 70%) (sombreamento permaneceu até os 150 dias de observação).

O topsoil foi retirado do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual secundária localizada na FAECA- UFGD, localizado a 30m do experimento. Foram retirados a camada superficial de 0 a 10 cm incluindo a serapilheira e de 0 a 20 cm, em uma área de 1 m² (SILVA et al., 2015). A camada superficial do solo foi homogeneizada e depositada nas parcelas, de acordo com o tratamento selecionado aleatoriamente para cada parcela.

Para sombrear os pontos de semeadura (Figura 3) utilizou tela sombrite 50% e 70%, cortado em quadrados de dois metros de comprimento por dois metros de largura, e então amarrado com arame galvanizado N18(fino) 1,24 mm em duas estacas, sendo um metro de tela para cada lado e quatro estacas nas laterais de modo a formar uma “casinha”.

Figura 3: Esquema de sombreamento sobre os pontos de semeadura. (Fonte: A autora).



A manutenção da área foi mensal, com capina manual nas entre linhas. Nas linhas as gramíneas competidoras foram removidas manualmente para não comprometer a emergência. O controle de formigas foi realizado com formicida granulado Mirex-SD, a aplicação foi de acordo com a necessidade.

5. VARIÁVEIS AVALIADAS NO DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES

A avaliação da colonização da área foi através de contagens dos indivíduos provenientes da semeadura direta aos 90, 120, 150, 180 e 270 dias após a semeadura. O

desenvolvimento inicial das espécies foi obtido pela medição do diâmetro e altura de cada indivíduo.

A variável altura das mudas, provenientes da sementeira, aferiu-se com auxílio de régua graduada em centímetros, a partir do nível do solo até a gema apical. O diâmetro na altura do solo (DAS) com auxílio de um paquímetro digital, padronizados a ± 2 cm do nível do solo.

As espécies emergentes na transposição do solo foram identificadas através de literatura especializada, consultas a especialistas e comparação com o acervo dos herbários DDMS da Universidade Federal da Grande Dourados. As espécies amostradas foram classificadas conforme Angiosperm Phylogeny Group (APG III) (APG, 2009). A atualização taxonômica foi realizada mediante consulta ao banco de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2020).

5.1 ANÁLISES ESTATÍSTICA DOS DADOS

Utilizou-se o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), para realizar ordenações baseados em uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis a partir do pacote Vegan (OKSANEN et al., 2018) do programa estatístico R versão 3.5.1 (R Core Team, 2018), onde a partir dos dados de emergência, diâmetro e altura das espécies, foram obtidos gradientes representativos da variação na composição das espécies recrutadas nos diferentes tratamentos. Para testar se houve diferença entre os diferentes tratamentos para as variáveis respostas, utilizou-se a MANOVA (Análise de Variância Multivariada) (FRIEDRICH et al., 2016). Foram realizadas duas análises, uma que inclui os dados com sombreamento e outra após a retirada do sombreamento.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 EMERGÊNCIA

Ao todo foram semeadas 12.960 sementes numa densidade de 25,92 sementes/m², destas, emergiram 10,91% (1.418 indivíduos) numa densidade de 2,83 sementes/m². A baixa taxa de emergência observada neste estudo pode ser devido aos diversos filtros ecológicos tanto bióticos como abióticos, que interferem no sucesso do uso desta técnica. Dentre os principais filtros ecológicos associados à sementeira direta, destacam-se a baixa porcentagem de germinação, especialmente de espécies com sementes pequenas (CAMARGO et al., 2002) e alta predação de sementes (GUARINO & SCARIOT, 2014).

A baixa porcentagem de emergência e estabelecimento têm sido uma constante na maioria dos trabalhos de semeadura direta (WOODS & ELLIOTT, 2004; DOUST et al., 2006, SAMPAIO, 2007; PALMA & LAURANCE, 2015; CAVA et al., 2016; CECCON et al., 2016, MELI et al., 2017; LOBTCHENKO, 2020). Contudo, vale lembrar que esta densidade representa 28.360 indivíduos por hectare. Estes resultados sugerem que mesmo havendo predação e mortalidade de mudas ainda teriam o estabelecimento de um número de indivíduos superior ao já consagrado na literatura (1.666 indivíduos) (PALMA & LAURANCE, 2015).

Das espécies utilizadas no experimento, somente *Handroanthus chrysotrichus* não emergiu durante o tempo de observação, contudo, o teste de tetrazólio resultou em uma viabilidade de mais de 80% para todas as espécies. Acredita-se que as sementes ou as plântulas podem ter sido predadas, tendo em vista que a primeira avaliação só ocorreu 90 dias após a implantação do experimento. Para a espécie *Myrsine umbellata*, na quinta avaliação emergiram oito indivíduos. Esta espécie apresenta dormência fisiológica (CARVALHO, 2003) o que pode ter influenciado a emergência em campo. Segundo Baskin & Baskin (2004), dormência fisiológica é aquela em que a presença de substâncias inibidoras ou ausência de substâncias promotoras da germinação impedem que a germinação ocorra. Na dormência fisiológica operam diversos mecanismos, localizados não só no embrião propriamente dito, mas também nos tecidos e nas estruturas adjacentes, tais como tegumento e endosperma (CARDOSO, 2004).

A maior porcentagem de emergência ocorreu na primeira observação (Figura 4). Contudo, ao longo dos 270 dias de observação ainda foi possível observar emergências de novos indivíduos, principalmente de *Hymenaea courbaril* e *Sapindus saponaria*. Estas espécies apresentam impermeabilidade do tegumento o que promovem uma emergência irregular (MORI et al., 2012). De uma maneira geral, as espécies apresentaram um decréscimo, na emergência de plântulas. Esse aspecto na emergência inicial evidencia um período crítico na semeadura direta, na qual é fundamental a disponibilidade de umidade, nutrientes e proteção para sementes os quais pode ser obtidos com técnica de topsoil e proteção física (FERREIRA et al., 2009).

As espécies que tiveram uma baixa taxa de emergência durante o experimento foram: *Handroanthus roseo-albus* (0,56%), *Guazuma ulmifolia* 1,48 %, *Phitolaca dioica* 0,56% *Solanum paniculatum* 0,56%, *Schinus terebentifolius* 0,56% *Myrsine umbellata* 0,85%. Estes dados podem estar associados à predação das sementes, competição com gramíneas e ao soterramento. Estudos apontam que o ideal é enterrar a semente numa profundidade de duas vezes seu diâmetro (ENGEL & PARROTTA, 2001; WOODS & ELLIOTT, 2004). Segundo

Doust et al. (2006), enterrar as sementes proporciona um sítio com melhores condições para a germinação e estabelecimento de algumas espécies.

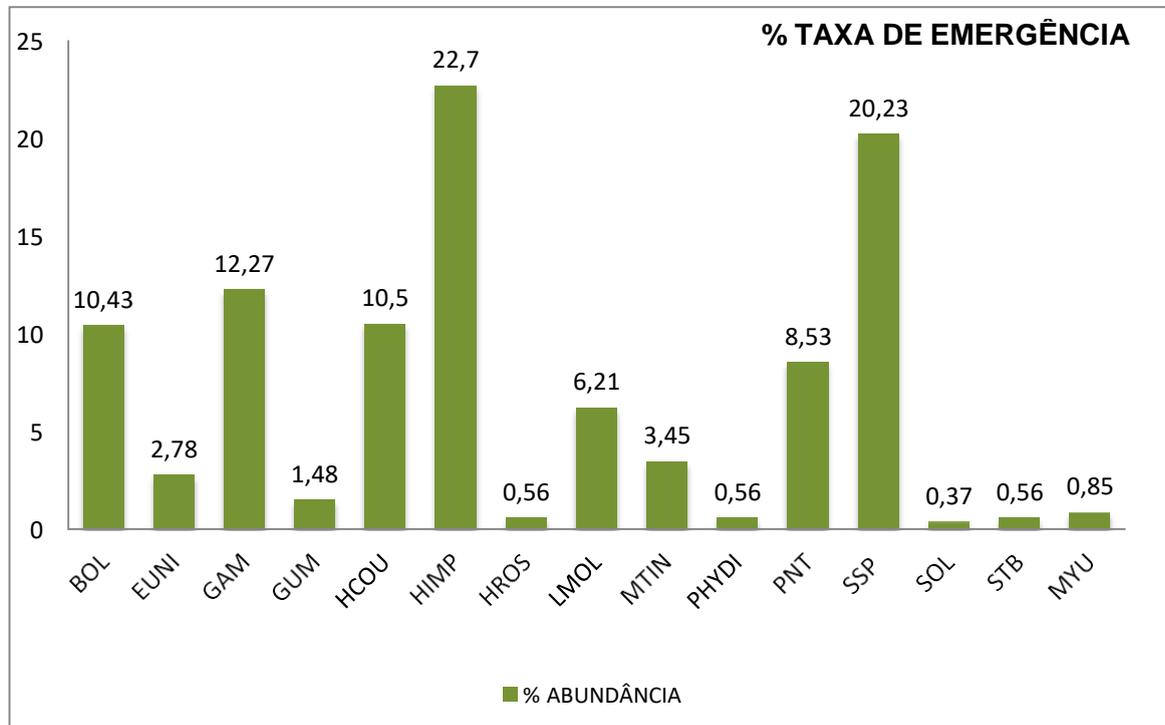


Figura 4: Porcentagem de emergência das espécies estudadas durante os tempos de observação destaque para as espécies *Handroanthus impetiginosus*, *Genipa americana*, *Bixa oreleana*, *Sapindus saponaria* e *Pterogyne nitens*. **Legenda:** BOL: *Bixa orellana* L, EUNI: *Eugenia uniflora* L, GAM: *Genipa americana*, GUM: *Guazuma ulmifolia* Lam, HCOU: *Hymenaea courbaril*, HIMP: *Handroanthus impetiginosus*, HROS: *Handroanthus roseo-albus* (Ridl.) Mattos, LMOL: *Lithraea molleoides*, MTIN: *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud, PNT: *Pterogyne nitens* Tul, PDIO: *Phitolaca dioica*, SOL: *Solanum paniculatum* e STB: *Schinus terebentifolius* Raddi, MYU: *Myrsine umbellata*.

No entanto, na quinta avaliação houve um aumento de 17% na emergência (Figura 5) fato que pode estar ligado à alta precipitação, registrada no mês de março de 2021, que foi de 101 mm (EMBRAPA, 2021) e evidencia a funcionalidade do topsoil com técnica suplementar a semadura direta, pois cumpre seu papel de disponibilizar matéria orgânica e nutriente. Porém, pode demonstrar a adaptação das plântulas provenientes da semadura direta a se estabelecerem e adaptar as condições ambientais e a perturbações ambientais, pois no caso em questão foi constatado visualmente pela presença de folhas cortadas no solo no período de agosto de 2021, uma intensa atividade de formigas e esse aumento na emergência pode estar relacionado a rebrota.

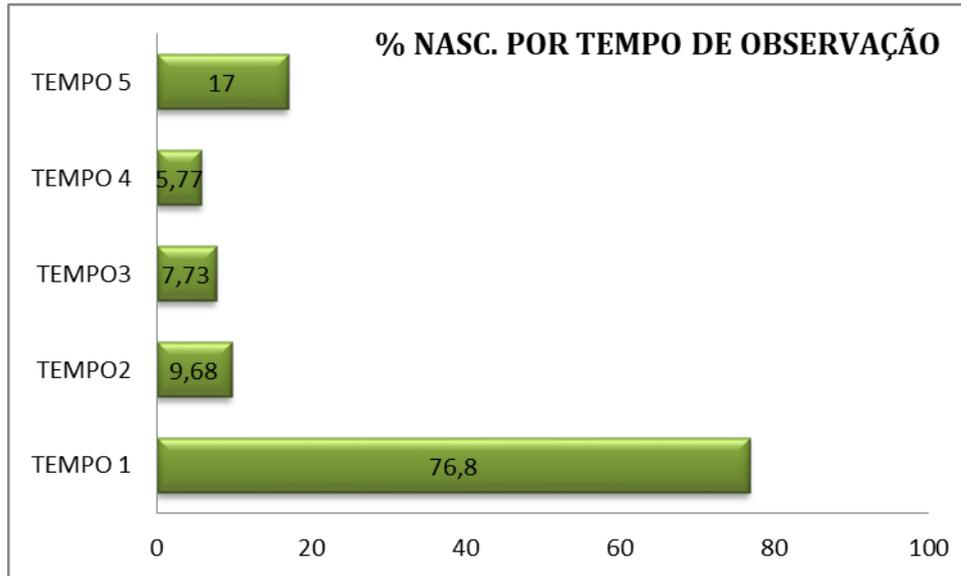


Figura 5: Representação gráfica da porcentagem de emergência por tempo de observação. (Fonte: a autora).

6.1.2 MORTALIDADE E SOBREVIVÊNCIA

Do total de indivíduos emergidos houve mortalidade de 447 mudas (31,79%) durante o tempo de observação. De modo geral a sobrevivência pode ser considerada alta. Em estudos que foram testadas diversas espécies, definiu-se que se a espécie apresentar taxa menor ou igual 60% são consideradas de baixa sobrevivência, taxas de sobrevivência entre 61 a 80% após o primeiro ano é considerada média e taxas de 81% acima são consideradas altas (CORRÊA & CAMARGO, 1998; LOBTCHENKO, 2020). Baixas taxas de emergência e sobrevivência de sementes são consideradas normais tratando-se da aplicação da técnica de semeadura (PALMA & LAURANCE 2015). De acordo com Pellizzaro et al (2017) esses resultados indicam que essas espécies podem ser utilizadas com sucesso em práticas de restauração por meio de semeadura direta, mesmo as espécies com baixas taxas de estabelecimento podem ser úteis para ajudar a compor a comunidade e aumentar a diversidade e riqueza biológica.

As espécies que apresentaram maior índice de mortalidade foram *Handroanthus impetiginosus* (7,82%), *Bixa orellana* (4,55%), *Pterogyne nitens* (2,06%), *Genipa americana* (4,48%), *Sapindus saponaria* (3,91%), a alta taxa de mortalidade é justificada pela grande quantidade de indivíduos que emergiram principalmente na primeira observação (90 dias). Outros fatores contribuíram para o impacto sobre a mortalidade dando destaque para competição com gramíneas. Estudos obtiveram redução significativa da competição de gramíneas com as mudas emergidas ao roçar as gramíneas exóticas por várias vezes e por períodos prolongados e favorecendo o desenvolvimento das espécies nativas (BARBOSA,

2009; LI & ZHANG, 2008) e o forrageamento das formigas cortadeiras, pois algumas espécies de formigas podem realizar vários cortes em uma mesma planta, em vários períodos, podendo causar-lhe a morte, impactando no estabelecimento no processo de restauração florestal (ROGLIN et al., 2013; GARCIA, 2015).

7. ABUNDÂNCIAS EM RELAÇÃO AO SOMBREAMENTO E TOPSOIL

A variação na abundância das espécies recrutadas nas parcelas experimentais com até 150 dias (com sombreamento) foi representada pela ordenação em duas dimensões (stress =0,13), sendo 95% da variância total na matriz de distância de Bray-Curtis foi recuperada pela ordenação (Figura 6). A variação na abundância de espécies emergentes pode ser explicada pela porcentagem de sombreamento (Pillai = 0,35187; gl 2 e 4; p. 1,015e-05) e pelo uso do topsoil (Pillai =0.15864 ; gl 2 e 4; p. 0,01629).

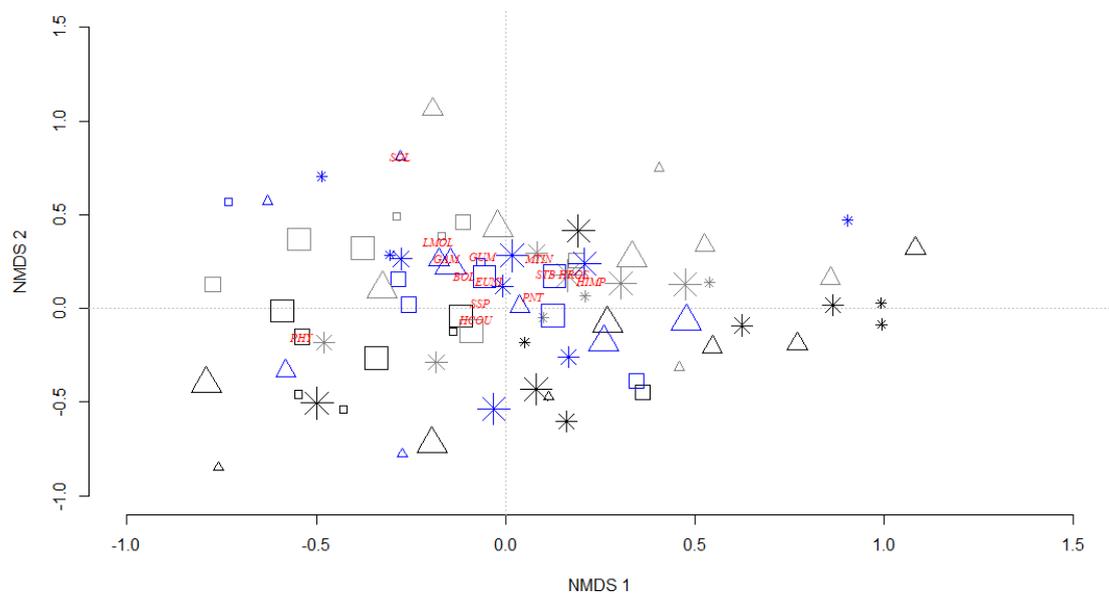


Figura 6: Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da abundância de espécies com interação do sombreamento e topsoil nas parcelas experimentais. Legenda: Cor representa o nível de sombreamento: preto 50% – cinza e 70 % azul. Símbolos representam o topsoil: 0-quadrado- 10-triângulo; 20-asterisco.

Já para as avaliações após a retirada do sombreamento nem um dos fatores analisados explicaram a abundância das espécies (Figura 7). (Densidade - Pillai = 0.019137, gl 1 e 2, p. 0.5388; Sombreamento - Pillai = 0,038773, gl 2 e 4, p. 0,6331; Solo - Pillai = 0,058516, gl 2 e 4, p. 0,4211). A ordenação recuperou 95% da variação e o stress foi de 0.1568194.

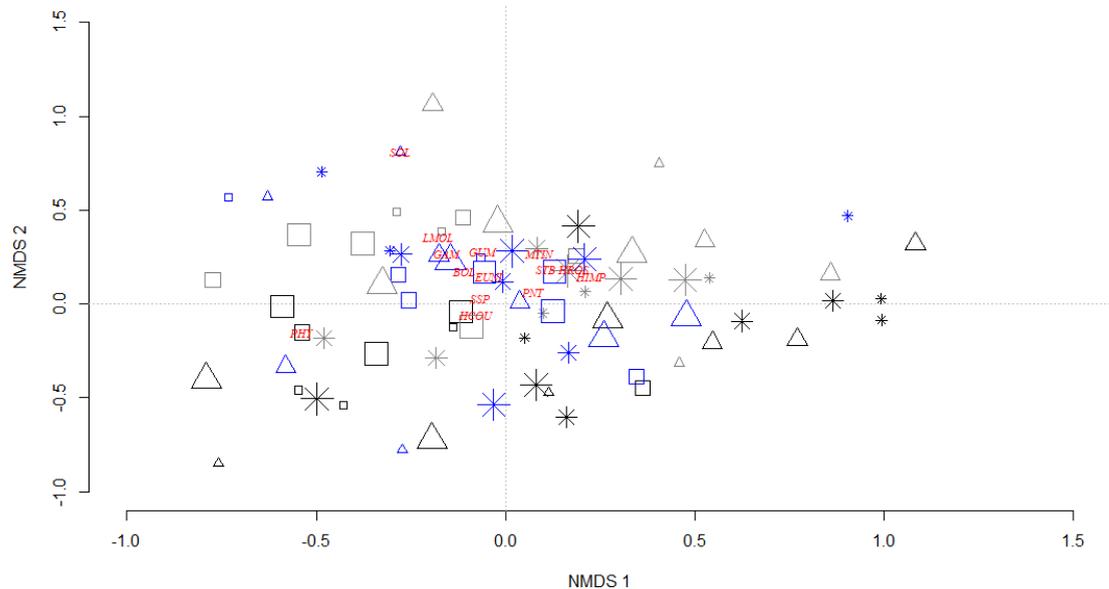


Figura 7: Ordemção NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da abundância de espécies após a retirada do sombreamento nas parcelas experimentais. Legenda: Cor representa o nível de sombreamento: 0 – preto 50% – cinza e 70 % azul. Símbolos representa o topsoil: 0- quadrado- 10 –triângulo; 20- asterisco.

Na condição sem sombreamento (0%) emergiram um total de 28% (396 indivíduos) enquanto nas condições sombreamento no nível de 50% a porcentagem foi de 43,18% (608 indivíduos) e 70% foi de 47,15% (664 indivíduos). Resultados que se assemelham com os encontrados na literatura, Serpa e Mattei (1999), avaliaram tipos de protetores e concluíram que a utilização de protetor físico assegurou a emergência de plantas em mais de 90% dos pontos semeados aos sete meses. Mattei (1998), avaliando comportamento da emergência de *Pinus taeda* sob o efeito de protetores físicos em semeadura direta, observou que os pontos protegidos apresentaram emergência de 62%, comparados com aqueles sem protetores. Mattei e Rosenthal (2002) estudaram o efeito de uso de protetores físicos em semeadura de *Peltophorum dubium* no enriquecimento de capoeiras, notaram que o uso de protetor nos pontos semeados aumentou a emergência, em comparação aos pontos não protegidos. Já Klein (2010) observou em seu estudo sobre o efeito de protetor físico na semeadura direta que enquanto a emergência de plântulas de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong não foi influenciada pela presença (23%) ou ausência (20%) do protetor, a emergência de sementes de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub, aumentou de 70% para 81% com o uso de protetor físico. Segundo Brum (1997) os índices acima de 80% são considerados satisfatórios, quando se trata de implantação de povoamentos florestais por semeadura direta no campo.

O topsoil exerceu influência positiva sobre a emergência de espécies semeadas (Figura 5). É de consenso na literatura que o topsoil retirado de locais em bom estado de conservação é capaz de propiciar o aumento da fertilidade da área experimental melhorando a ciclagem de nutrientes (ANICETO et al., 2021). Os estudos de Zavala (2020) com transposição do topsoil em florestas decíduas com diferentes níveis de sombreamento concluiu que a utilização do banco de sementes é uma boa estratégia para atingir elevados níveis de diversidade nas comunidades a serem restauradas, seja como técnica principal ou suplementar. Branquinho et al (2013) ponderou que, aplicação de topsoil como técnica para recuperação de áreas degradadas é uma alternativa para um rápido recobrimento e melhoria na qualidade inicial de desenvolvimento do solo, propiciando condições favoráveis ao estabelecimento de espécies vegetais, corroborando com resultados de emergência inicial obtidos nesta pesquisa.

8. ALTURA E DIÂMETRO EM RELAÇÃO AO SOMBREAMENTO E TOPSOIL

Das espécies amostradas as que apresentaram maiores alturas foram *Guazuma ulmifolia* (28,98 cm) e *Schinus terebentifolius* (47,75 cm), apesar de que tiveram uma baixa porcentagem de emergência 0,85 % e 0,43% e só emergiram na primeira observação (120 dias) em pontos sombreados, vale ressaltar que durante o acompanhamento do experimento não houve mortalidade desses indivíduos. Santos (2012) obteve uma média de altura significativa para *Guazuma ulmifolia* em seu estudo com o uso de protetores na semeadura direta para espécie evidenciando a proteção é eficaz no estabelecimento inicial da espécie. Apesar de ter se estabelecido *Schinus terebentifolius* apresentou dificuldade na emergência inicial, o qual pode ser atribuído a vários fatores, além do tamanho, armazenamento e vigor das sementes, que em geral garante o desenvolvimento inicial das plântulas (BARBOSA et al., 1994). Neste aspecto, é imprescindível o uso de sementes de alta qualidade em trabalhos com semeadura direta (FERREIRA et al, 2009).

A altura das espécies nos 270 dias de observação foi influenciada pelo sombreamento (Figura 8), (Pillai = 0,166872; gl 3 e 6; p 4,612e-06). A ordenação em duas dimensões (stress = 0,22) recuperou 98% da variação total matriz de distância de Bray-Curtis (Figura 8).

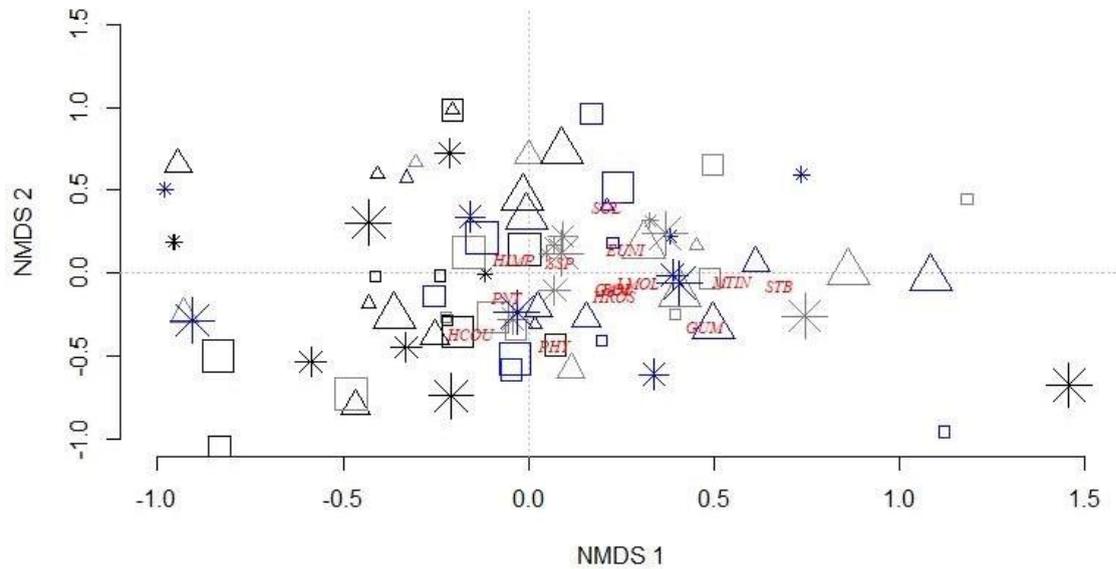


Figura 8: Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da altura média das espécies com interação de sombreamento nas parcelas experimentais. Legenda: Cores representa o nível de sombreamento: 0 – preto 50% – cinza e 70 % azul. Símbolos representa o Topsoil: 0- quadrado- 10 –triângulo; 20- asterisco.

A média de altura das espécies que mais se destacaram com o uso de sombreadores até os 150 dias foram *Sapindus saponaria* (12,71 cm), *Pterogyne nitens* (6,65 cm), *Hymenaea courbaril* (8,68 cm) e *Handroanthus impetiginuos* (6,07 cm). No trabalho Ferreira (2002) avaliando o uso protetores físicos colocados em pontos de semeadura de *Senna multijuga* (Rich.) Irwin et Barn. e de *Senna macranthera* (Collad.) Irwin et Barn resultaram em média de 15,96 cm, enquanto em plântulas sem protetor a altura foi de 11,33 cm ou seja 39% superiores àquelas originadas de pontos não sombreados, diferindo dos resultados encontrados neste trabalho, já que a retirada dos protetores afetou na altura das espécies.

Ainda, em outro estudo, Mattei e Rosenthal (2002) avaliaram a altura das plantas aos 18 meses após a semeadura (fase de repouso), constatando que aquelas originadas onde o protetor físico foi utilizado apresentaram altura significativamente superior em relação aos pontos sem sombreamento.

Apesar de a sombra ter sido removida, os indivíduos que tiveram o sombreamento inicial continuaram a se desenvolver melhor (Figura 9), onde estes tratamentos continuaram explicando a variação da altura (Pillai = 0,206952; gl 2 e 4; p 0,003246). A ordenação em duas dimensões recuperou 94% da variação, com stress de 0,2349737.

Diante do exposto, considera-se uma possível razão do maior desempenho estar fundamentado na fase inicial, que impulsionou o melhor desempenho das etapas

subsequentes, justificando as médias das alturas mensuradas neste estudo para as espécies após a retirada do sombreamento sendo: *Sapindus saponaria* (19,50 cm), *Pterogyne nitens* (14,45 cm), *Hymenaea courbaril* (13,00 cm) e *Handroanthus impetiginuos* (9,08 cm).

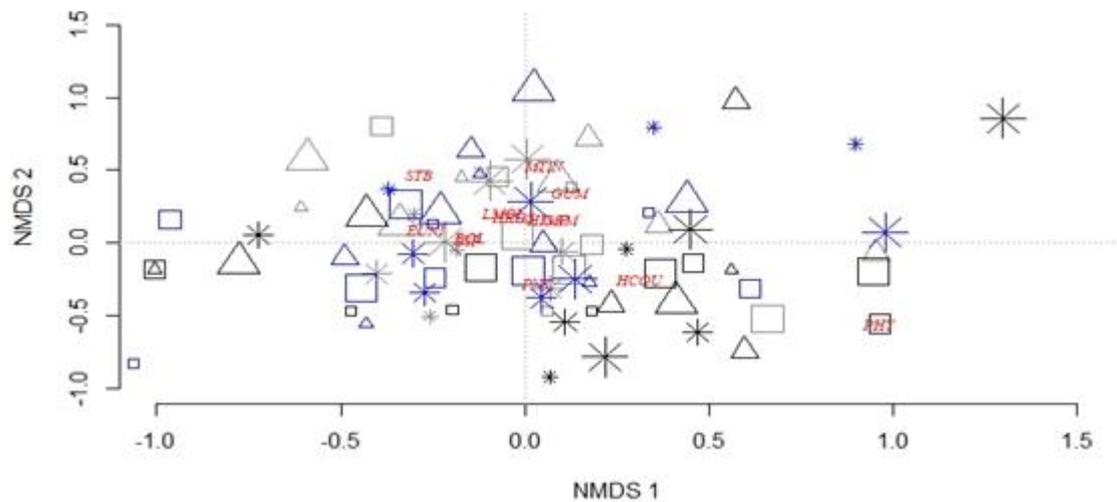


Figura 9: Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) da altura média das espécies após a remoção do sombreamento nas parcelas experimentais. Legenda: Cores representa o nível de sombreamento: 0 – preto 50% – cinza e 70% azul. Símbolos representa o Topsoil: 0- quadrado- 10 –triângulo; 20- asterisco.

A variação no diâmetro não foi explicada pelos tratamentos, antes da remoção do sombrite, contudo após a remoção os tratamentos com sombrite apresentaram maiores diâmetro (Figura 10). (Pillai = 0,121932; gl 2 e 4; p 0,05523). A ordenação em duas dimensões recuperou 94% da variação, com stress de 0,2268015.

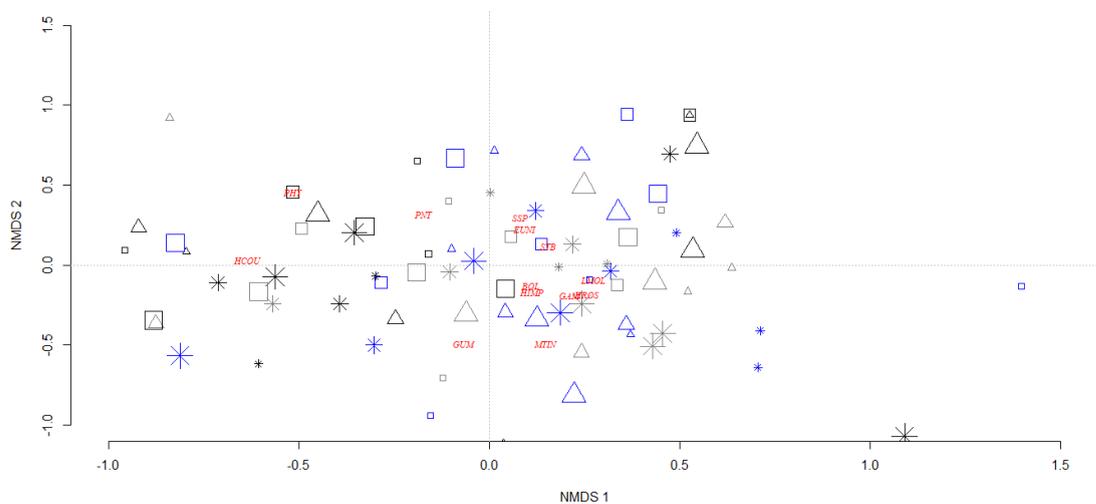


Figura 10: Ordenação NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) do diâmetro médio das espécies após a remoção do sombreamento nas parcelas experimentais. Legenda: Cores representa o nível de sombreamento: 0 – preto 50% – cinza e 70 % azul. Símbolos representa o Topsoil: 0- quadrado- 10 –triângulo; 20- asterisco.

As espécies *Sapindus saponaria*, *Hymenaea courbaril*, *Genipa americana*, *Pyterogyne nitens* e *Handroanthus impetiginosus* (figura 11) tiveram o diâmetro médio influenciado pela presença do sombrite, fato que pode estar relacionado à densidade em seus respectivos tratamentos. Na literatura estudos constataram que o crescimento da planta tanto em altura/diâmetro podem sofrer alteração quanto ao espaçamento utilizado entre os indivíduos (BALLONI & SIMÕES, 1980; DANIEL et al., 1982; NASCIMENTO, 2011) . Os resultados dos diâmetros obtidos por LOBTCHENKO (2020) foram maiores nos tratamentos com maior densidade, entretanto, tal resultado se deve ao espaçamento entre as sementes serem aleatórios, pois as sementes foram dispostas de forma aleatória dentro dos sulcos de cada linha, assim, não sendo controlado o espaçamento entre cada indivíduo, logo os indivíduos mais separados foram os que estavam em tratamentos com menor densidade. Este resultado foi semelhante ao encontrado por Burton et al. (2006), em que maiores densidades de semeadura tiveram maior número de indivíduos, porém houve maior mortalidade ao longo do tempo.

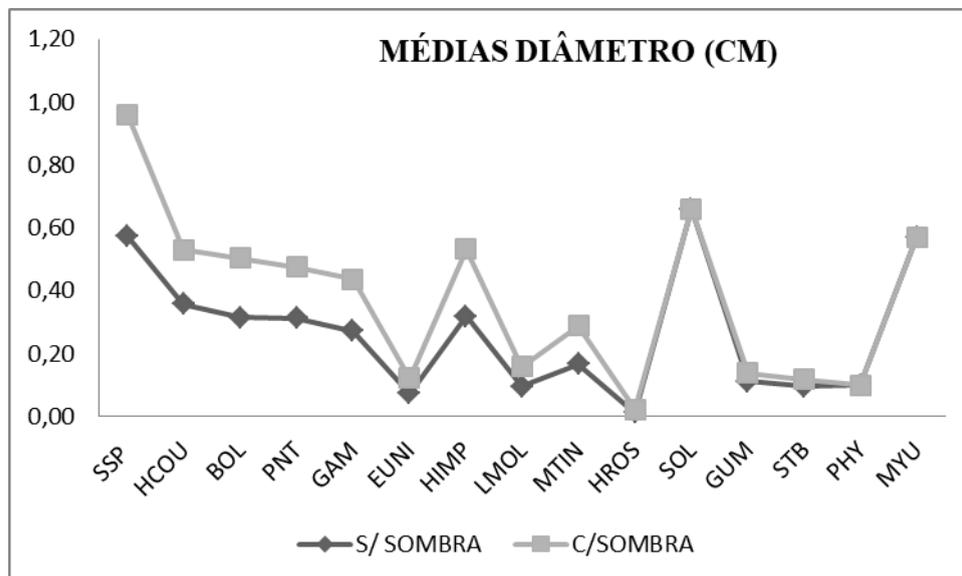


Figura 11: Representação gráfica com a média dos diâmetros, relacionada à influência exercida pelo sombreamento. (Fonte: a autora).

Outro fato que pode explicar a influência do sombreamento sobre as médias do diâmetro e a possibilidade de ter havido estiolamento. Segundo Fonseca et al. (2002), quanto

mais tempo as plantas permanecem sobre o sombreamento mais se desenvolvem na altura e na área foliar e conforme o autor a redução do diâmetro do caule é um fator ruim porque, pode implicar na redução da massa, do sistema radicular. Engel et al. (1990) em um estudo realizado com uma espécie *Zeyhera tuberculosa* (Ipê-felpudo) afirmam que, quanto maior o sombreamento, maior será uma probabilidade de estiolamento, e isto ocorre em um esforço da planta em buscar mais luz, o que é característica de plantas competitivas ou nômades. Além disso, o estiolamento pode refletir o fator competição, Lemaire (2001) afirma que as espécies com maior habilidade competitiva são aquelas que desenvolvem mais rapidamente uma estratégia para interceptar luz, isto é, rápida expansão da área foliar e rápida colonização da camada superior do dossel. Recomendam-se estudos para entender o comportamento de espécies com potencial de restauração ecológica para compreender a dinâmica de luz e qual o momento ideal para retirada do sombreamento.

Considerando-se a densidade inicial das sementes na emergência e sobrevivência das espécies estudadas a densidade de semeadura utilizada corrobora a recomendação de Santos Júnior et al. (2004), sugerindo o uso de 3 a 10 sementes/cova para estabelecer pelo menos uma planta por cova e assegurar assim um bom estabelecimento de mudas de espécies clímax em projetos de recuperação com espécies de mata ciliar. Deve-se considerar também que as maiores densidades de plantas foram obtidas nas densidades de semeadura mais elevadas. Neste caso, densidades menores podem ser utilizadas com maior efetividade e maior eficiência para as espécies que apresentam sementes mais caras e, ainda, podem favorecer o estabelecimento e crescimento de outras espécies nativas. É esperado que a densidade no final do experimento, semelhante aos plantios mais adensados e à quantidade de sementes que ainda estão emergindo sejam suficientes para assegurar a regeneração da área. Nesse contexto, há poucos estudos sobre semeadura direta para revegetação de ecossistemas degradados que apresentam discussão sobre a recomendação da densidade de semeadura ou também mencionam quais critérios foram empregados para se definir sobre este aspecto (BURTON et al., 2006; FERREIRA et al., 2007).

9. ESPÉCIES RECRUTADAS PELO TOPSOIL

Houve a predominância das espécies herbáceas (27), seguido por subarbustivas (5), arbóreas (4) e trepadeiras (2) e seis morfoespécies. A relação das espécies, suas respectivas famílias botânicas e formas de vida estão listadas na Tabela 2.

Tabela 2: Espécies com classificação de família botânica; F.V: forma de vida; S.P: síndrome de polinização; S.D: Síndrome de dispersão e número de espécies recrutadas. (Fonte: a autora).

ESPÉCIE	FAMÍLIA	F.V	S.P	S.D	N ^o IND.
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	Amaranthaceae	Herb.	zoof.	anemo	6
<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	Amaranthaceae	Herb.	anef.	anemo.	5
<i>Aristolochia triangularis</i> Cham. Et Schl	Aristolochiaceae	Trep.	zoof.	anemo.	10
<i>Bidens subalternans</i>	Asteraceae	Herb.	anef.	zooc.	15
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol	Asteraceae	Herb	zoof.	anemo.	8
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	Herb.	anef.	zooc.	15
<i>C.sumatrensis</i> var. <i>leiotheca</i> (S.F. Blak) Pruski & G.Sancho	Asteraceae	Herb.	anef.	---	10
<i>Emilia</i> sp.	Asteraceae	Herb.	anef.	anemo.	20
<i>Gnaphalium</i> L.	Asteraceae	Herb.	zoof.	zooc.	12
<i>Solidago microglossa</i> D.C.	Asteraceae	Herb.	zoof.	anemo.	4
<i>Tridax procumbens</i> (L.) L	Asteraceae	Herb.	zoof.	anemo.	25
<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng) Less.	Asteraceae	Herb.	zoof.	anemo.	8
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Arv.	anef.	zooc.	46
<i>Chamaesyce hirta</i> (L.) Milisp.	Euphorbiaceae	Herb.	anef.	autoc.	5
<i>Croton glandulosus</i> L.	Euphorbiaceae	Herb.	zoof.	autoc.	9
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	Herb.	zoof.	autoc.	9
<i>Sebastiania</i> sp	Euphorbiaceae	Herb.	zoof.	zooc.	5
<i>Aeschynomene fluminensis</i> Vell.	Fabaceae	Arv.	zoof.	anemo.	5
<i>Desmodium</i> sp	Fabaceae	Herb.	zoof.	zooc.	9
<i>Mimosa</i> sp.	Fabaceae	Subarb	anef.	autoc.	15
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub	Fabaceae	Arv.	zoof.	anemo.	14
<i>Senna</i> sp	Fabaceae	Arb.	zoof.	autoc./ zooc.	9
<i>Hyptis brevipes</i> Poit.	Lamiaceae	Herb.	anef.	autoc.	5
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	Herb.	zoof.	zooc.	12

<i>Ludwigia</i> sp.	Onagraceae	Herb.	zoof	autoc.	5
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Phyllanthaceae	Herb.	anef.	autoc.	8
<i>Borreria eryngioides</i> Cham. & Schltldl.	Rubiaceae	Herb.	zoof.	autoc.	5
<i>Richardia brasilienses</i> Gomes	Rubiaceae	Herb.	zoof.	---	26
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	Subarb	zoof.	zooc.	5
<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hill	Solanaceae	Subarb	zoof.	zooc.	7
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	Arv.	zoof.	zooc.	4
<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	Solanaceae	Subarb	zoof.	zooc.	8
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Solanaceae	Subarb	zoof.	zooc.	3
<i>Cecropia polystachya</i> Trécul	Urticaceae	Arv.	zoof.	zooc.	31
Morfoespécie 1	Cyperaceae	Herb.	n.i	n.i	5
Morfoespécie 2	Euphorbiaceae	Herb.	n.i	n.i	8
Morfoespécie 3	Fabaceae	Trep.	n.i	n.i	14
Morfoespécie 4	Fabaceae	Herb.	n.i	n.i	4
Morfoespécie 5	Malvaceae	Herb.	n.i	n.i	5
Morfoespécie 6	Malvaceae	Herb.	n.i	n.i	4

A predominância de espécies herbáceas pode ser justificada pelo fato de que as espécies arbóreas presentes na área de estudo ainda não estavam em fase reprodutiva ou apresentam algum tipo dormência, ou ainda pela ausência de dispersores naturais (SILVA et al., 2012). No entanto, a predominância de espécies herbáceas incrementou rapidamente uma cobertura vegetal, dando início à formação de uma camada de serapilheira no solo, propiciando um ambiente para os primeiros decompositores, integrando uma nova biomassa ao solo.

O aspecto funcional importante da transposição de solo está na probabilidade de introdução na área em restauração de uma nova comunidade de microorganismos inseridos em núcleos de solo que irão dar início a uma nova sucessão edáfica. Quando transpostos para a área degradada, estes organismos terão potencialidade para suplementar as deficiências nutricionais, degradar matéria orgânica, fragmentar a serapilheira, exercendo diversas atividades importantes para o equilíbrio biológico do solo (TRES et al., 2007).

As espécies recrutadas apresentaram uma diversidade de formas de vida, síndromes de dispersão e polinização. As espécies que apresentam síndrome de dispersão anemocórica (2,17%) e polinização anemofílica (2,17%) são importantes em projetos de topsoil e de banco de sementes por atuarem como colonizadoras iniciais do ambiente degradado, não havendo necessidade de agentes dispersores e polinizadores, por outro lado, a presença de espécies zoocóricas (3,38%) e zoofilicas (5,81%) apresenta interação com a fauna, como as da família Solanaceae, que atuam como facilitadoras da sucessão ecológica. Essas espécies favorecem o fluxo gênico, servem de alimento para a fauna dispersora e promovem a continuidade do processo sucessional da área (ENGEL & PARROTA, 2008; CORBIN & HOLL, 2012).

A família mais representativa foi Asteraceae herbáceas e está associada às locais com indícios de perturbações recorrentes (MARTINS et al., 2008), seguida pela família Fabaceae, tendo variações entre as formas de vida, reconhecida por estabelecer simbiose eficiente com bactérias fixadoras de N^2 atmosférico, característica importante no processo de restauração florestal em solos de baixa fertilidade. Estas famílias são comuns em estágios iniciais da sucessão (CHADA et al., 2004; MIRANDA et al., 2010). Vale destacar que a família Cannabaceae, apesar de ter recrutado uma espécie *T. micrantha*, houve predominância com o maior número de indivíduos (46). Esta espécie vegetal tem grande versatilidade ecológica: é uma espécie pioneira que desenvolve rapidamente garantindo rápido sombreamento, os frutos pequenos são consumidos por várias espécies de aves, sendo amplamente disseminados e anualmente produzidos em grande quantidade (ANDREANI et al., 2014). Nesta pesquisa, houve um bom desenvolvimento dessa espécie e foi possível encontrar indivíduos frutificando, cumprindo o papel de atração de dispersores (avifauna) contribuindo a entrada de novas espécies no sistema e indivíduos que alcançaram três metros de altura, ou seja, sua copa de sombreamento pode contribuir para a emergência de sementes do banco de sementes com o desenvolvimento tardio.

CONCLUSÃO

A semeadura direta com posterior sombreamento e a associação da técnica de nucleação e topsoil se mostrou viável, pois propiciou maior porcentagem, emergência e número de plântulas estabelecidas após o processo de semeadura. Porém é necessário adequar a técnica buscando meios de minizar os custos para implementação.

O topsoil contribuiu para a emergência das sementes, pois enriqueceu o local a ser restaurado com outras espécies arbustivo-arbóreas, além das utilizadas na semeadura direta. Pode propiciar o aumento da fertilidade do solo superficial e ciclagem de nutrientes no

sistema, porém é necessário haver mais estudos para definir melhor arranjos com sementes pequenas para que tenha mais sucesso com relação à germinação, pois algumas espécies são úteis para o processo inicial da colonização pelo rápido crescimento e estabelecimento como *Guazuma ulmifolia* e *Schinus terebentifolius Raddi*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREANI, D. V. M. et al. Aves como potenciais dispersoras de *Trema micrantha* L. Blume (Cannabaceae) em um fragmento florestal no estado de Mato Grosso. **Atualidades Ornitológicas**, v. 180, p. 33–37, 2014.
- ANICETO, A. F. B. et al. Evaluation of direct sowing techniques and litter transposition for the emergence and establishment of Manduvi (*Sterculia apetala* (jacq). Karts.) In ecological restoration work in an area of degraded springs in the Pantanal Mato-grossense. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 2, p. e4510212185, 2021.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** 161:105-121, 2009.
- BALLONI, E. A; SIMÕES, J. W. O espaçamento de plantio e suas implicações silviculturais. **Piracicaba: IPEF**, 1980.
- BARBOSA, E. G. Eficiência do manejo no controle de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados Paulistas. **Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo**, 2009.
- BARBOSA, J. M. et al. Capacidade de estabelecimento de indivíduos de espécies da sucessão secundária a partir de sementes em sub-bosque de uma mata ciliar degradada do rio Moji-Guaçu/SP. **Anais do I Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas**, Curitiba, p. 400-406, 1994.
- BASKIN, C. C; BASKIN, J. M. Seeds: ecology, biogeography and, dormancy and germination evolution. **Elsevier**, 1998.
- BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S1, p. 9-11, 2007.
- BENITES, R. M. A et al. Núcleo, cartão, ou manual de coroamento: qual técnica de manutenção é mais custo-efetiva na sobrevivência e estabelecimento de mudas de árvores? **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110900, 2020.
- BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K. D. Direct seeding to restore tropical mature-forest species in areas of slash-and-burn agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 438-445, 2010.
- BRACHTVOGEL, E. L et al. The use of physical shelters in direct sowing of forest tree species—a review. **Ambience**, v. 4, n. 3, p. 519-527, 2009.

BRANQUINHO, F et al. Regeneração natural em cascalheira em recuperação por meio do uso de topsoil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 17, 2013.

BRUM, E.S. Emergência de *Pinus taeda* L. em semeadura direta a diferentes profundidades. Pelotas: 1997. 53p. **Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Sementes)** – Universidade Federal de Pelotas.

BULLARD, S et al. Economics of direct seeding and planting for establishing oak stands on old-field sites in the South. **Southern Journal of Applied Forestry**, v. 16, n. 1, p. 34-40, 1992.

BURTON, C.M et al. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, Oxford, v.14, n.3, p.379-390, 2006.

CAMARGO, J. L.C et al. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration ecology**, v. 10, n. 4, p. 636-644, 2002.

CAMPOS-FILHO, Eduardo M. et al. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of sustainable forestry**, v. 32, n. 7, p. 702-727, 2013.

CARDOSO, V. J. M. Conceito e classificação da dormência em sementes. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 619-631, 2004.

CARR, D et al. J. Improving direct seeding for woopy crops in temperate Australia: a review. **Rural Industries Research and Development Corporation**, 2009.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. V.1. **EMBRAPA** – -Informação Tecnológica, Brasília, 2003.

CECCON, E et al .Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a Meta-analysis. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 3, p. 511-520, 2016.

CHADA, S. S et al. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 801-809, 2004.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 265, p. 37-46, 2012.

CORRÊA, R.S.; CARDOSO, E.S. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado. Brasília-DF**: Paralelo 15p. 101-116. 1998.

DANIEL, T. W et al. Forestry principles . México: McGraw-Hill. 492 p, 1982.

DESTEFANI, A. C. C, GANDOLFI,S. Espécies arbustivo arbóreas em diferentes microsítios de luz em uma parcela permanente (10, 24ha) na floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus (SP). **Dissertação de Mestrado. Programa de Recursos Florestais, ESALQ**. 2005.

DOUST, S. J et al. Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 234, n. 1-3, p. 333-343, 2006.

ENGEL, V. L.; POGGIANI, F. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. **IPEF, Piracicaba**, v. 43, n. 44, p. 1-10, 1990.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

FERREIRA, R. A. Estudo da semeadura direta visando à implantação de matas ciliares. **Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras**. 138 f, 2002.

FERREIRA, R. A et al. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, v. 13, n. 3, p. 271-279, 2007.

FERREIRA, R. A et al. Direct sowing with forest species in the implementation of riparian forest in Baixo São Francisco in Sergipe.. **Scientia Forestalis**, 2009.

FONSECA, E. P et al. Padrão de qualidade de mudas de *Trema micrantha* (L.) Blume, produzidas sob diferentes períodos de sombreamento. **Revista árvore**, v. 26, p. 515-523, 2002.

FREITAS, G. A. et al. Influence of shading on seedling quality of *Sclerolobium paniculatum* Vogel for recovery of degraded areas. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 3, n. 3, p. 5-12, 2012.

FRIEDRICH, S. A et al . Analysis of multivariate data and repeated measures designs with the R package **MANOVA**. RM. arXiv preprint arXiv:1801.08002, 2016.

GANDOLFI, S et al. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista brasileira de biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARCIA, J. M. Impactos das formigas cortadeiras sobre juvenis de espécies arbóreas em áreas de restauração florestal. **Dissertação (Mestre em Ciências Biológicas)**. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

GISLER, C.; BARBOSA, L. Estrutura e função de mata ciliar implantada em Santa Cruz das Palmeiras, SP. In: **SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**. Blumenau. Anais. v. 4, 2000.

GUARINO, E. S. G; SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. **Ecological research**, v. 29, n. 3, p. 473-482, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1143-4>.

- GUERIN, N. et al. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para restauração ecológica. In: Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados. Martins, S. V. (Ed.). 2 ed. Editora UFV, Viçosa. p. 331-376, 2015.
- GUERRA, A et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.
- HIGGS, E. The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 1, p. 159-164, 2005.
- HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed., Rio de Janeiro. 2012.
- IRVING, F. A history of direct seeding. **Vic Landcare Catchment Manag.** 31, 6-7. 2004.
- KLEIN, J et al. Influência de protetores físicos coloridos nas trocas gasosas em mudas de canafístula *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.]. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 797-809, 2016.
- KRZYZANOWSKI, F.C. (Ed.). Vigor de sementes: conceitos e testes. **ABRATES, Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes**, Comitê de Vigor de Sementes, 1999.
- LEMAIRE G; MILLARD P. An ecophysiological approach to modeling resource flows in competing plants. **Journal of Experimental Botany** 50 (33): 15-28, 2001.
- LI, H.; ZHANG, L. An experimental study on physical controls of an exotic plant *Spartina alterniflora* in Shanghai, China. **Ecological Engineering**, v. 32, n. 1, p. 11-21, 2008.
- LOBTCHENKO, J.C.P. Semeadura direta de espécies florestais na implantação de sistemas agroflorestais: alternativa para a restauração ecológica de área de preservação permanente. **Dissertação (Mestrado em Biologia Geral)**, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 66p, 2020.
- MARTINS, S.V. Recuperação de matas ciliares. Aprenda Fácil Editora, 2007.
- MARTINS, C. C et al. Estágio de colheita e substrato para o teste de germinação de sementes de ipê (*Tabebuia chrysotricha* (Mart. ex DC.) Standl.). Revista **Árvore**, v. 32, n. 1, p. 27-32, 2008.
- MARTINS, S. V et al. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.
- MARTINS, A. F. Controle de *Urochloa decumbens* Stapf em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2011.
- MARTINS, S.V. Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados. (2a ed.), UFV, 2015.
- MARTINS, S. V. Restauração Florestal. **EBOOK DIGITAL**. 2020.

MATTEI, V. L. Materiais de cobertura em sementeira de *Pinus elliottii* Engelm e *P. taeda* L., diretamente no campo. *Current Agricultural Science and Technology*, v. 4, n. 1, 1998.

MATTEI, V.L.; ROSENTHAL, M. D.'Avila. Sementeira direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. no enriquecimento de capoeiras. *Revista Árvore*, v. 26, p. 649-654, 2002.

MIRANDA, N et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. Viçosa -MG, Brasil. **Revista Árvore**,v.3, n.6, p.1035-1043,2010.

MORI, E. S. et al. Sementes florestais: guia para germinação de 100 espécies nativas. **Instituto Refloresta**, 2012.

NASCIMENTO, D. F et al. Crescimento inicial de seis espécies florestais em diferentes espaçamentos. **Cerne**, V.18. 165. 2012

OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D, WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-5. 2018.

OLIVEIRA, H. De et al. Aspectos físicos e socioeconômicos da bacia hidrográfica do rio Ivinhema. **Embrapa Agropecuária Oeste-Documentos** (INFOTECA-E), 2000.

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

PELLIZZARO, K. F et al. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 681-693, 2017.

PEREIRA, S. R et al. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 148-156, 2013.

PEREIRA, S. R. Recuperação florestal através de sementeira direta: uso da superação de dormência e influência do tamanho de sementes e de gramíneas exóticas no estabelecimento de espécies de árvores. **Tese de Doutorado**, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

PIAIA, B. B. et al. Análise do banco de sementes visando estratégia de transposição para a restauração ecológica no Rio Grande do Sul. **Floresta**, v. 47, n. 3, p. 221–228, 2017.

RAI, P. K.; KIM, KI-HYUN. Invasive alien plants and environmental remediation: A new paradigm for sustainable restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 3-7, 2020.

REGO, N; URBANETZ, C. Potencial do uso da sementeira direta para a recomposição florestal no Pantanal da Nhecolândia, MS. **Embrapa Pantanal-Circular Técnica** (INFOTECA-E), 2017.

- REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 509-519, 2014.
- ROGLIN, A. et al. Avaliação dos danos causados por formigas cortadeiras em espécies nativas do cerrado de áreas degradadas em processo de recuperação. **Enciclopédia Biosfera**. v. 9, n.16, p. 434-442, 2013.
- SAMPAIO, A. B et al. Regeneration of seasonal deciduous forest tree species in long-used pastures in Central Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 5, p. 655-659, 2007.
- SERPA, M.R; MATTEI, V.L. 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**, v. 9, p. 93-101, 1999.
- SILVA, L. V et al. Use of physical protector in direct seeding for recovery of degraded areas. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n.3, p. 366 – 372, 2012.
- SILVA, R. R. P et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393-401, 2015.
- SILVA, R. R; VIEIRA, D. L. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 410-421, 2017.
- TRES, D. R. et al. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 312–314, 2007.
- VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. **Springer Verlag**. New York. 212p. 1982.
- WIDELL, K. Tree Shelter. Update. **USFS Technology and Development Program 2400**, Timber Tech Tips. 6, p, 1996.
- WOODS, K.; ELLIOTT, S. Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 248-259, 2004.
- ZAVALA, C. B. R. Fitoecologia e avaliação de técnicas de restauração na transição savana-floresta decidual sobre gradiente topográfico na Serra da Bodoquena. **Tese (Doutorado em Ciências e Tecnologia Ambiental)**, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados. 2020.

ANEXOS



Foto 1: Implantação do experimento.
(Fonte: a autora).



Foto 2: Estrutura de sombreamento sob as linhas de semeadura/transposição.
(Fonte: a autora).



Foto 3: Área experimental delimitadas para semeadura. (Fonte: a autora).



Foto 4: *Sapindus saponaria* e *Pterogyne nitens* provenientes da semeadura direta. (Fonte: a autora).



Foto 5: Área experimental após 6 meses de implantação. (Fonte: a autora).



Foto 6: Área experimental 1 ano após a implantação do experimento. (Fonte: a autora).