



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
Graduação em Ciências Ambientais

LÍVIA ESPÍNDOLA CHIAVEGATTI
PEDRO PEREIRA MATTA

TRAJETÓRIA DE ÁREAS EM RESTAURAÇÃO POR SEMEADURA DIRETA NO
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS

Brasília
2021



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
Graduação em Ciências Ambientais

LÍVIA ESPÍNDOLA CHIAVEGATTI
PEDRO PEREIRA MATTA

TRAJETÓRIA DE ÁREAS EM RESTAURAÇÃO POR SEMEADURA DIRETA NO
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção de grau de bacharel em Ciências Ambientais, sob orientação da professora Dra. Isabel Belloni Schmidt.

Brasília

2021

LÍVIA ESPÍNDOLA CHIAVEGATTI
PEDRO PEREIRA MATTA

TRAJETÓRIA DE ÁREAS EM RESTAURAÇÃO POR SEMEADURA DIRETA NO
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DOS VEADEIROS

Relatório final apresentado a Universidade de
Brasília como parte das exigências para
obtenção do título de Graduação de Ciências
Ambientais

Brasília, 03 de novembro de 2021
Banca Examinadora

Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt (orientadora)
Professora Adjunta do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília

Profa. Dra. Cristiane Gomes Barreto
Professora Adjunta do Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS)
da Universidade de Brasília

RESUMO

O Cerrado é um dos biomas brasileiros que mais sofreu e sofre com alterações antrópicas. Alterações no uso do solo para formação de pastagem, agricultura de larga escala e expansão urbana refletem as maiores ameaças ao bioma. São imprescindíveis ações para recuperar a vegetação, sendo a restauração uma potencial solução para a contenção de catástrofes ambientais, prevenção e mitigação de impactos antrópicos. Pesquisas sobre o tema ampliam o banco de informações para a seleção de espécies utilizadas em plantios de restauração por semeadura direta de áreas de Cerrado convertidas em pastagens. Compreender as trajetórias dos ecossistemas na restauração é essencial para melhorar os métodos de restauração. O presente trabalho objetiva, de uma forma geral, avaliar um plantio de restauração vegetal por semeadura direta realizado no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros a fim de monitorar seu desenvolvimento e identificar as espécies e grupos funcionais que se estabeleceram ao longo do tempo. Após 74 meses da realização do plantio experimental, encontramos a proporção final da cobertura de solo relativa por categoria (que pode ter soma superior a 100%, visto que considera a possibilidade de sobreposição de plantas em um mesmo ponto amostral) de: 81% de gramíneas exóticas, 15% de gramíneas nativas, 50% lenhosas e herbáceas e arbustos, e 2% sem vegetação e ampla rebrota de espécies nativas - inclusive não semeadas; os grupos funcionais dominantes por categorias foram: as gramíneas exóticas e as lenhosas com predominância da espécie *Tachigali vulgaris* gerando uma fitofisionomia florestal. O sistema não alcançou a fitofisionomia savânica almejada de acordo com sua vegetação original anterior às perturbações antrópicas. O fechamento de dossel pela copa de *Tachigali vulgaris* e o preparo do solo em 3 gradagens também não impediu o crescimento das gramíneas invasoras abaixo de suas copas, sendo necessário melhor controle destas por outros métodos ao longo dos anos. A dinâmica temporal envolveu as sucessões: *Lepidaploa aurea* e *Stylosanthes* spp., *Aristida* sp., *Echinolaena inflexa*, *Axonopus aureus* e *Trachypogon* sp. cobriram bem o solo, se reproduziram bem nos primeiros anos e colonizaram o solo exposto das áreas recém restauradas. As espécies nativas consideradas mais frequentes - *Echinolaena inflexa*, *Tachigali vulgaris*, *Trachypogon spicatus*, *Dalbergia miscolobium*, *Buchenavia tomentosa*, *Vernonanthura polyanthes*, *Zeyheria montana* - indicam o bom estabelecimento de espécies nativas de todos os estratos. Os resultados demonstram a importância da introdução de mistura de grupos funcionais ao restaurar savanas em áreas severamente perturbadas; as condições do solo como os principais determinantes no restabelecimento de mosaicos vegetacionais no Cerrado; a importância do preparo do solo para contenção de gramíneas exóticas invasoras em áreas de restauração ambiental e a importância do monitoramento e avaliação do sucesso de áreas de restauração.

PALAVRAS CHAVE: recuperação de áreas degradadas, recomposição da vegetação nativa, invasões biológicas, gramíneas africanas.

ABSTRACT

Cerrado is one of the Brazilian biomes that suffered the most from anthropogenic changes. Changes in land use for pasture formation, large-scale agriculture and urban sprawl reflect the greatest threats to the biome. Actions to recover the vegetation are essential, and restoration has shown a potential solution for containing environmental catastrophes, preventing and mitigating anthropogenic impacts. Studies on the subject expand the information bank for the selection of species used in restoration by direct seeding in Cerrado areas converted into pastures. Understanding the trajectories of ecosystems in restoration is essential for improving restoration methods. The present work aims, in general, to evaluate a plant restoration plan by direct seeding carried out in the Chapada dos Veadeiros National Park in order to monitor its development and identify the species and functional groups that have established themselves over time. After 74 months of experimental planting, we found the final proportion of relative soil cover by category (which may have a sum greater than 100%, as it considers the possibility of overlapping plants at the same sampling point) of: 81% of exotic grasses, 15% native grasses, 50% woody and herbaceous and shrubs, and 2% without vegetation and extensive regrowth of native species - including unseeded ones; the dominant functional groups by categories were: exotic grasses and woody ones with predominance of the species *Tachigali vulgaris*, generating a forest phytophysiology. The system did not reach the desired savanna phytophysiology according to its original vegetation prior to anthropogenic disturbances. Canopy closure by the canopy of *Tachigali vulgaris* and soil preparation in 3 harrows also did not prevent the growth of invasive grasses below their canopies, requiring better control of these by other methods over the years. The temporal dynamics involved the successions: *Lepidaploa aurea* and *Stylosanthes spp.*, *Aristida sp.*, *Echinolaena inflexa*, *Axonopus aureus* and *Trachypogon sp.* they covered the soil well, reproduced well in the early years and colonized the exposed soil of the newly restored areas. The native species considered most frequent - *Echinolaena inflexa*, *Tachigali vulgaris*, *Trachypogon spicatus*, *Dalbergia miscolobium*, *Buchenavia tomentosa*, *Vernonanthura polyanthes*, *Zeyheria montana* - indicate the good establishment of native species from all strata. The results demonstrate the importance of introducing mixed functional groups when restoring savannas in severely disturbed areas; soil conditions as the main determinants in the restoration of vegetation mosaics in the Cerrado; the importance of soil preparation to contain invasive exotic grasses in environmental restoration areas and the importance of monitoring and evaluating the success of restoration areas.

KEY WORDS: recovery of degraded areas, restoration of native vegetation, biological invasions, African grasses.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Figura 1 Mapa de localização do experimento: Brasil. Centro-oeste. Estado de Goiás. Área de restauração "Mulungu" localizada dentro do Parque Nacional da Chapada dos

Veadeiros nos limites municipais de Alto Paraíso- GO. Fonte- Google Maps. Acesso em nov.2021. - Com edições 22

Figura 2: Figura 2: Imagens meramente ilustrativas de experimentos semelhantes que ocorreram em áreas próximas ao plantio de 2012 no PNVC e que também utilizaram do método da semeadura direta. Em detalhes a. Beneficiamento de sementes por peneiramento; b. Armazenamento de sementes coletadas em sacos de rafia e local arejado; c. semeadura direta a lanço (manual); d. semeadura direta mecanizada. 25

Figura 3: Mapa de localização do experimento: Brasil. Centro-oeste. Estado de Goiás. Área de restauração “Mulungu” localizada dentro do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros nos limites municipais de Alto Paraíso- GO. Plantio das 23 sementes nativas em 3 áreas de 1ha distribuídas em 5 faixas de 10X100m. Coleta de dados para amostragem em 2019: selecionadas 3 faixas de 10 x 100 m de cada área, totalizando 9 faixas das 15 semeadas. Em cada faixa, 3 diagonais de 20m para amostragem de cobertura por interceptação de pontos. Fonte- Google Maps. Acesso em nov.2021. 26

Figura 4: Proporção da cobertura vegetal de espécies semeadas e não semeadas por área de 0,3ha amostrada no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO 28

Figura 5: Porcentagem da cobertura por categoria (Gramínea Exótica, Gramínea Nativa, Lenhosa Nativa e Sem Vegetação) e por faixa de área de 0,3ha e a porcentagem total das Gramíneas Nativas (Nativa total) por faixa de área 10x100m na área de estudo no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO 29

Figura 6: Porcentagem da cobertura vegetal por categoria amostrada nas três áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV. A linha preta divide os valores de 2019 amostrados com outro método. 30

Figura 7: Curva de rarefação de riqueza de espécies encontradas nas amostragens de 2019 nas 9 parcelas de 10X1000m na área de estudo do PNVC. 30

Figura 8: Curvas de rarefação das espécies amostradas nas três áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV 31

Figura 9: Densidade média de indivíduos arbóreos amostrados nas 3 áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV. A linha preta divide os valores de 2019 amostrados com outro método. 33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 :Espécies plantadas Espécies semeadas em experimento no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros - PNCV, separadas por hábito de crescimento, quantidade de sementes por metro quadrado, peso de 100 sementes e forma de beneficiamento (mtg

máquina trituradora). *Componentes da variedade campo grande, avaliados em conjunto.

**Densidade variável de acordo com o tratamento (ausente=0 g/parcela, média=20 g/parcela, alta=40 g/parcela de 10 x 33 m²). Extraído de Monique Alves, 2016, com modificações. 23

Tabela 2: Proporção relativa de cobertura vegetal por categorias por área de estudo amostrada no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO 27

Tabela 3: Gramíneas Exóticas Invasoras identificadas e suas frequências relativas por de área de 0,3ha no PNVC-GO : 32

Tabela 4: Densidade de lenhosas por faixa de área 0,3ha área de estudo no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO 32

Tabela 5: Frequência de *Tachigali vulgaris* por faixa de área 0,3ha na área de estudo no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO 33

Tabela 6: Altura média (cm) das espécies arbóreas entre 14 e 74 meses após semeadura no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros em 2012. 34

SUMÁRIO

1.	Introdução.....9
----	-------------------------

1.1.	Cerrado.....	9
1.2.	Leis, incentivos e importância de Recuperar e RestaurAR	10
1.3.	Restauração ecológica	12
1.4.	Degradação e perturbação.....	13
1.5.	Desafio: A escolha do método.....	14
1.6.	Desafio: gramíneas exóticas e invasoras	15
2.	Objetivos	18
2.1.	Objetivos	18
2.2.	Objetivos específicos	19
2.3.	Justificativa	19
3.	Materiais e Métodos	20
3.1.	Área de Estudo	20
3.2.	Metodologia utilizada para o plantio em 2012 22	
3.3.	Metodologia para avaliação da evolução do plantio 26	
4.	Resultados.....	27
5.	Discussão.....	34
6.	Conclusão	40
7.	Referências Bibliográficas	41

1. Introdução

Depois da Mata Atlântica, o Cerrado é o bioma brasileiro que mais sofreu e sofre com alterações antrópicas. A partir da década de 1970, o Cerrado se transformou em uma nova e importante fronteira agrícola brasileira. Essa transformação modificou os aspectos socioeconômicos regionais e impulsionou a produtividade agropecuária, tornando o Brasil um dos principais produtores mundiais de *commodities* agrícolas. Nas últimas décadas, a crescente pressão para a abertura de novas áreas visando incrementar a produção de carne e grãos para exportação, tem causado intensa perturbação dos recursos naturais da região. No período de 1985 a 2019, o Cerrado perdeu mais de 30 milhões de hectares de cobertura vegetal natural, com as maiores perdas nas áreas com formações savânicas (DE SOUZA, 2020). Em 2020, o Cerrado brasileiro perdeu mais de 734 mil hectares de sua vegetação nativa (INPE, 2021). Alterações no uso do solo para formação de pastagem, agricultura de larga escala e expansão urbana refletem as maiores ameaças ao Cerrado (MMA, 2015).

Por todos estes fatos, são imprescindíveis ações para recuperar a vegetação do Cerrado. A restauração de biomas tem o potencial de ser uma solução para a contenção de catástrofes ambientais, prevenção e mitigação de impactos antrópicos. As pesquisas sobre o tema ampliam o banco de informações para a seleção de métodos e espécies para a restauração de áreas de Cerrado convertidas em pastagens.

1.1. Cerrado

O Cerrado é um dos seis biomas brasileiros e consiste em um complexo vegetacional savânico formado por um gradiente de fitofisionomias que abrange a maior parte da região do planalto central no Brasil. É o segundo maior bioma do País em área, apenas superado pela Floresta Amazônica. Ocorre em altitudes que variam de cerca de 300 metros, a exemplo da Baixada Cuiabana (MT), a mais de 1.600 metros, na Chapada dos Veadeiros (GO). No bioma predominam os Latossolos, tanto em áreas sedimentares quanto em terrenos cristalinos, ocorrendo ainda solos concrecionários em grandes extensões (AB'SÁBER, 1983; LOPES, 1984).

É um bioma que abrange, como área contínua, os estados de Goiás, Tocantins e o Distrito Federal, parte dos estados da Bahia, Ceará, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Piauí, Rondônia e São Paulo e ocorre em áreas disjuntas ao norte nos estados do Amapá, Amazonas, Pará e Roraima, e ao sul, em pequenas “ilhas” no Paraná. Além de sua relevante extensão territorial - 2.036.448 km², cerca de 25% do território nacional, esse bioma destaca-se como *Hotspot* mundial (MYERS et al., 2000) e é reconhecido como a savana mais rica do mundo (MENDONÇA et al., 2008).

Na região central do Cerrado, os solos são principalmente ácidos (SANO et al. 2019) e a estação seca dura de 3 a 5 meses (ANA, 2019). Os ecossistemas savânicos evoluíram com incêndios por relâmpagos principalmente durante o início da estação chuvosa (RAMOS-NETO & PIVELLO 2000; FRANÇA et al. 2007; MIRANDA 2010). Por milhares de anos, a região do Cerrado foi submetida a distúrbios antropogênicos de baixa intensidade, como queimas ocasionais e extrativismo de frutos e madeira (PIVELLO, 2011). Nas últimas décadas, entretanto, a agricultura intensiva em grande escala, pastagens, florestamento e mineração tornaram-se comuns, ameaçando o bioma (KLINK & MACHADO, 2005; DURIGAN & RATTER, 2016).

1.2. LEIS, INCENTIVOS E IMPORTÂNCIA DE RECUPERAR E RESTAURAR

A reparação dos danos causados pelo ser humano sobre os ecossistemas é uma preocupação cada vez maior que, nos últimos anos, tem sido vista como um grande desafio para a humanidade. Desta forma, a Organização das Nações Unidas (ONU), por meio da declaração da Década das Nações Unidas da restauração de Ecossistemas, juntamente com outros acordos internacionais e iniciativas globais, como o Acordo de Paris e o Desafio Bonn (*“Bonn Challenge”*), estão construindo um movimento global forte e amplo para acelerar a restauração e adequar a objetivos de sustentabilidade.

As iniciativas internacionais visam apoiar os esforços de prevenir, interromper e reverter a degradação dos ecossistemas em todo o mundo, além de aumentar a conscientização sobre a importância da restauração ecossistêmica de sucesso. Isso inclui a construção de esforço político para a restauração, bem como projetos e iniciativas locais para implementação. No final de 2016, o Brasil já havia assumido

compromissos internacionais no Acordo de Paris, no Desafio de Bonn. Em 2017, com a Publicação do Decreto Federal 8972/2017, o país declarou sua intenção de restaurar, reflorestar e recuperar 12 milhões de hectares de habitats naturais até 2030, dos quais 5 milhões de hectares estão dentro da região do Cerrado.

No domínio federal, as principais publicações que tratam sobre recuperação de biomas são: a lei 12.651/2012, conhecida como o Código Florestal, a lei 6.938/1981 - Política Nacional do Meio Ambiente e a lei 9.985/2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. O Código Florestal cria a obrigatoriedade de recuperação e estabelece um prazo: de acordo com a lei, as Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e Reservas Legais (RLs) em estado de degradação devem ser obrigatoriamente recuperadas em um prazo de nove e vinte anos, respectivamente. No texto, a APP é indicada como uma área protegida que deve ser coberta por vegetação (nativa ou não); já a Reserva Legal deve ser conservada com cobertura de vegetação nativa pelo proprietário do imóvel rural. Esse é um instrumento essencial para promover a restauração de áreas degradadas dentro de propriedades privadas que depende muito do poder de polícia estatal para seu cumprimento.

Já a Lei 6.938/1981, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, em seu art. 9º, elenca instrumentos legais e institucionais para alcançar os seus objetivos, destacando-se para este trabalho três deles: Avaliação de Impacto Ambiental, Licenciamento Ambiental e Espaços Territoriais especialmente protegidos pelo Poder Público. Estes três instrumentos em conjunto com a Lei nº 9.985/2000 e seus respectivos regulamentos (Decreto Federal 4340/2002 e a Instrução Normativa 07/2020 ICMBio) normalizam a prática da Compensação Ambiental. As compensações dos impactos irreversíveis de empreendimentos potencialmente poluidores ou degradadores devem ser realizadas por meio do “apoio à criação, regularização fundiária, pesquisas científicas e elaboração de planos de manejo das Unidades de Conservação no Brasil e estados” (Decreto Federal 4340/2002).

A Lei nº 9.985/2000 e apresenta exigências da compensação ambiental em seu artigo 36, destinando os recursos arrecadados (estipulado pelo órgão licenciador, em função do impacto potencial do projeto) devem ser destinados às unidades de conservação existentes na área, federais, estaduais ou municipais, independentemente do órgão licenciador ser federal, estadual ou municipal. No caso de empreendimentos que não afetam diretamente UC específica ou sua zona de amortecimento, a compensação ambiental será aplicada somente nas Unidades de

Proteção Integral. A compensação ambiental para empreendimentos causadores de significativo impacto ambiental é um importante instrumento para a restauração em terras públicas.

Também a Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, em seu art. 2º, distingue, para seus fins, um ecossistema “recuperado” de um “restaurado”, da seguinte forma:

Art. 2º Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por:

[...] XIII - recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original;

XIV - restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original;

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, em seu art. 2º,

“A recuperação de áreas degradadas está intimamente ligada à ciência da restauração ecológica. Restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Um ecossistema é considerado recuperado – e restaurado – quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais.” SER, 2009

1.3. Restauração ecológica

Segundo a *Society for Ecological Restoration International* (SER, 2004), a restauração ecológica pode ser definida como “o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”.

A maioria dos estudos e incentivos para restauração buscam o clímax sucessional em ecossistemas florestais, sendo as recomendações de restauração científicas e práticas focadas principalmente no plantio de árvores (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005; RODRIGUES, et al., 2009). Contudo, há muito tempo que especialistas em restauração reconhecem que poucos ecossistemas degradados seguem uma trajetória de recuperação linear em direção a um ecossistema de referência - como um clímax (TROWBRIDGE, 2007; MATTHEWS et al. 2009).

Plantios de espécies florestais têm sido realizados para restaurar áreas originalmente cobertas por campos e savanas no Cerrado, devido ao crescimento acelerado, rápida produção de sementes e disponibilidade em viveiros (PELLIZZARO et al., 2017). A restauração equívoca ameaça a fitofisionomia de característica

savânica e campestre, diminuindo plantas endêmicas, diminuindo a diversidade animal, interferindo na recarga de água subterrânea, aumentando a alocação de biomassa acima do solo e aumentando a suscetibilidade a eventos de incêndio (VELDMAN et al. 2015).

Assim, para se implementar um desenho de restauração vegetal, é importante considerar o conceito de mosaicos vegetacionais, suas diversas transições, suas dinâmicas naturais e seus estados de degradação (antrópicos e ou naturais). A necessidade de distinguir entre vários estados ou tipos de vegetação é especialmente verdadeira em regiões de savana, onde um complexo mosaico de ecossistemas coexiste naturalmente em toda a paisagem, influenciada pelas propriedades do solo, topografia, padrões de precipitação, distúrbios naturais e atividades humanas (LEHMANN et al., 2011).

Em ecossistemas complexos como o Cerrado, a ecologia da restauração tem caminhado no sentido de: 1) Identificar tipos alternativos de vegetação natural; 2) caracterizar estados de vegetação natural versus degradada, resultantes das intervenções humanas mais comuns; 3) Isolar os fatores que conduzem às transições entre eles e as áreas degradadas; 4) identificar as intervenções de restauração mais eficazes com base em controlar as variáveis das transições e mecanismos de regeneração natural (SCHMIDT et al. 2019).

1.4. Degradação e perturbação

De acordo com Vesk & Westoby (2004) as taxas de recuperação da vegetação variam com a intensidade anterior do uso da terra e do tipo de vegetação. Assim, áreas de campos, savanas e cerradão, que sofreram perturbação de baixa intensidade, costumam mostrar alta resiliência ou regeneração potencial (SCHMIDT et al., 2019). Espécies lenhosas de savanas tropicais têm raízes profundas - aproximadamente 15 m (CANADELL et al. 1996); subarbustos perenes, arbustos e árvores guardam sua capacidade de resiliência se suas estruturas do caule ou mesmo da raiz não tiverem sido esgotadas - por remoção de tocos, aração frequente ou aplicação repetida de herbicida, por exemplo (FERREIRA et al. 2017). Quando as estruturas subterrâneas são eliminadas no cerradão, por meio de alta intensidade de uso da terra, a regeneração natural é restrita. Contudo, gramíneas nativas, herbáceas de curta duração e os arbustos têm raízes mais rasas e banco de sementes em suas

estruturas aéreas, tornando essas espécies menos resilientes quanto aos distúrbios do solo (por exemplo, CASTRO & KAUFFMAN 1998; GARCIA-PAUSAS et al. 2017). Visto que o cerrado *sensu stricto* possui menor densidade de herbáceas nativas, ele pode ser mais resiliente e propenso à regeneração natural após distúrbios de média intensidade (SCHMIDT et al., 2019). Pradarias e savanas que foram sujeitas a perturbações de média ou alta intensidade têm baixa resiliência, sendo a restauração da camada herbácea um desafio.

Nas áreas com histórico de queimadas antropogênicas frequentes, o regime do fogo pode transformar a estrutura do cerradão e savanas em savanas secundárias ou campos secundários, devido à queima e mortalidade das árvores (SATO, 2003; MIRANDA et al., 2009). Esses sistemas podem ser recuperados apenas com a suspensão das queimadas, embora algumas espécies mais sensíveis ao fogo possam ser eliminadas (HOFFMANN, 1999) e precisam ser reintroduzidas como parte dos esforços de restauração (SCHMIDT ET AL., 2019).

Em casos como mineração ou construção de estradas – quando o solo é totalmente removido – o potencial de regeneração natural permanece muito baixo para qualquer um dos tipos de vegetação do Cerrado (CORRÊA, 2009).

1.5. DESAFIO: A ESCOLHA DO MÉTODO

Reconhecendo corretamente a intensidade da degradação e identificando o tipo de vegetação original da área destino (como campo, savana ou cerradão) é possível selecionar os métodos de restauração apropriados.

Sendo um mosaico de diferentes tipos de vegetação, as fitofisionomias do Cerrado são determinadas principalmente por características do solo como profundidade, fertilidade e drenagem e muito influenciadas também pela quantidade de chuva e pela ocorrência de queimadas (naturais e antrópicas). Ao todo, são reconhecidas no Brasil, pela Embrapa (SANO et al., 2008.), cerca de 25 fitofisionomias enquadradas em 3 (três) diferentes formações: florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão), savânicas (cerrado sentido restrito, parque de cerrado, palmeiral e vereda) e campestres (campo sujo, campo limpo e campo rupestre).

Assim, áreas campestres, savanas e cerradão que sofreram perturbação de baixa intensidade, costumam se regenerar bem apenas com a interrupção dos distúrbios de origem antrópica. Campos degradados devem ser restaurados com foco nas camadas

herbáceas, enquanto a coexistência entre gramíneas e árvores deve ser o alvo de restauração de ecossistemas de savana. A restauração do cerrado degradado deve ter como objetivo o estabelecimento de uma camada arbórea.

Pradarias e savanas que sofreram perturbações de média ou alta intensidade têm baixa resiliência, sendo as técnicas de restauração indicadas: a semeadura direta, transferência de feno (palhada) e transferência de *topsoil* (FERREIRA et al., 2015; HEDBERG & KOTOWSKI, 2010; PILON, BUISSON & DURIGAN, 2018). A semeadura direta tem sido usada com sucesso para estabelecer espécies nativas nas savanas brasileiras (PELLIZZARO et al., 2017; SILVA & VIEIRA, 2017). As vantagens desse método incluem baixo custo e fácil implementação (GROSSNICKLE & IVETIĆ, 2017; PALMA & LAURANCE, 2016) além da possibilidade de mecanização e aplicação em grandes áreas (CAMPOS-FILHO et al. 2013; GIBSON-ROY et al. 2010).

Quando o solo é removido em degradações intensas (mineração ou construção de estradas, por exemplo) o baixo potencial de regeneração natural exige esforços para recriar a estrutura e a fertilidade do solo. Toda a camada vegetal deve ser reintroduzida para restaurar o sistema (CORRÊA, 2009), podendo ou não ter sucesso. A transposição de solo superficial e estruturas subterrâneas de habitats nativos programados para conversão é necessária (FERREIRA et al. 2015, 2017; PILON et al. 2018).

A restauração da camada de gramíneas e herbáceas em cerrado é um desafio já que as árvores do cerrado geralmente crescem mais devagar do que árvores da floresta úmida (VOURLITIS et al., 2001). Assim, enquanto não há sombreamento pelas copas, há o risco de colonização por espécies exóticas invasoras que atuam como barreira ao estabelecimento das espécies nativas e inclusive na reintrodução de espécies lenhosas, como em outros sistemas florestais (HOLL, 2012). O controle de gramíneas exóticas é necessário por períodos mais longos. Assim como a contenção de gramíneas exóticas invasoras também é um desafio para a recuperação de campos e savanas que sofreram perturbações de média ou alta intensidade (SCHMIDT et al., 2019).

1.6. DESAFIO: GRAMÍNEAS EXÓTICAS E INVASORAS

Restaurar mosaicos de savana-floresta degradados na região do Cerrado é uma tarefa difícil especialmente em ecossistemas de dossel aberto onde gramíneas invasoras representam um verdadeiro obstáculo (COUTINHO et al., 2019). De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 2002) espécies introduzidas são aquelas que apresentam população reduzida e reprodução esporádica; espécies estabelecidas formam população autossustentável e se mantêm contida geograficamente; já as espécies invasoras avançam sobre ecossistemas naturais ou seminaturais, nos quais não havia populações anteriormente estabelecidas, causando impactos econômicos, sociais ou ambientais.

Gramíneas de origem africana foram introduzidas no Brasil com fins comerciais, principalmente para forragem destinada a bovinos, mas hoje estão presentes em muitos fragmentos de Cerrado, dominando manchas do ambiente, se expandindo em alcance e abundância e competindo com herbáceas (KLINK, 1996; PIVELLO et al., 1999), arbustos e árvores nativas (BRANDT & SEABLOOM, 2012; SEABLOOM et al., 2006). As principais Gramíneas Exóticas Invasoras (GEI) do bioma Cerrado são: *Andropogon gayanus*, *Urochloa decumbens*, *Hyparrhenia rufa*, *Melinis minutiflora* e *Panicum maximum* (KLINK, 1994; PARSONS, 1972; PIVELLO et al., 1999; DE ANDRADE, 1984). A disseminação dessas gramíneas invasoras é favorecida pela intensa fragmentação, que transforma a vegetação natural de Cerrado em fragmentos (em sua maioria, APPs e Reservas legais) cercados por pastagens e culturas agrícolas (PIVELLO et al., 1999).

As GEI se espalharam por áreas naturais e deslocam as espécies nativas, devido, principalmente, à sua agressividade e ao seu comportamento competitivo. Algumas características são: altas taxas de crescimento e rápido estabelecimento - competindo com sucesso por recursos (MARTINS et al., 2004). A alta biomassa produzida aumenta a frequência e a intensidade do fogo nos incêndios naturais, acidentais ou propositais, criando um ciclo de incêndio e invasão, no qual o fogo elimina as nativas e propicia a invasão de espécies invasoras (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992). Além disso, elas podem alterar o balanço hídrico da região, aumentando o escoamento de água e evapotranspiração, reduzindo a recarga d'água (BARUCH, 1996). Espécies nativas também podem ser afetadas por alelopatia, evidenciadas em algumas gramíneas invasoras (BARBOSA et al., 2008).

Estudos indicam que a pecuária é uma das atividades econômicas mais importantes em desenvolvimento no Cerrado e atualmente, as pastagens plantadas

representam 29,4% da área do Cerrado (MMA, 2002). Como já mencionado, alterações no uso do solo para pastagem e agricultura de larga escala e expansão urbana refletem as maiores ameaças ao Cerrado e contribuem para o aumento da fragilidade e fragmentação dos ambientes naturais por meio da dispersão de espécies exóticas (MMA, 2015). Mesmo após o abandono dessas áreas, a regeneração natural é severamente comprometida especialmente em nível de diversidade (CORDEIRO, 2019).

Para conter a reprodução das GEI, estudos recentes têm mostrado a eficácia no uso de herbicidas para contenção de rebrota de GEI (ANDRADE, 2019). O processo de gradagem total, combinado com a aplicação de herbicida parece favorecer a retirada de indivíduos de GEI do sistema. No entanto, o controle das GEI com aplicação de herbicida afeta também as gramíneas nativas, diminuindo também a sua ocorrência. Resultados semelhantes foram encontrados por (BARROSO et al., 2010) no controle de GEI em áreas infestadas.

Uma outra estratégia possível para contenção de GEI seria o sombreamento: plantio de árvores nativas de crescimento rápido, visto que a maioria das espécies de gramíneas são intolerantes à sombra (ANDRADE et al., 2002). Contudo, o plantio de espécies de árvores de crescimento rápido pode não ser possível ou apropriado para restaurar ecossistemas de campos e savanas (VELDMAN et al., 2015). Portanto, para restaurar efetivamente ambientes de savana e campos, é essencial selecionar e usar espécies que podem estabelecer e competir com gramíneas invasoras, sem excluir o crescimento lento dessas espécies de árvores ou arbustos (PELIZZARO, 2017).

O revolvimento do solo é recomendado para danificar, remover e desenraizar os indivíduos exóticos que compõem as pastagens, visando diminuir sua reprodução vegetativa (KIEHL et al., 2010; DARONCO et al., 2013) além de contribuir para a descompactação do solo (HOBBS & NORTON, 1996; SAMPAIO et al., 2019). Contudo, esta técnica pode promover germinação das sementes de GEI, visto que elas permanecem viáveis por longo período e podem germinar a partir do banco de sementes do solo (MARTINS, 2006, DANTAS JUNIOR et al, 2018; GOMEZ et al., 2013, FLORES et al., 2005; AIRES, 2014). O revolvimento feito por sucessivas aragens combinado com queima controlada da biomassa – preparo exaustivo – tem resultado em melhor inibição de rebrota das GEI (Coutinho, 2019).

Ainda, a semeadura de diversos grupos funcionais é recomendada para uma melhor ocupação do solo (BROOKS et al. 2010; SCHNEEMANN & MCELHINNY,

2012), visto que a trajetória da comunidade é determinada pelos seus primeiros ocupantes (COUTINHO et al 2019). A introdução de espécies de cobertura (ervas e arbustos de crescimento rápido) favorece o estabelecimento dos demais grupos funcionais e pode reduzir a ocupação das espécies exóticas quando o preparo do solo for mais intenso (ALVES, 2016; PELLIZZARO et al. 2017; SAMPAIO et al. 2019). A dificuldade de obtenção de sementes e a baixa percentagem de germinação de muitas espécies são outros inconvenientes que resultam na pouca utilização de gramíneas e espécies nativas de Cerrado em projetos de recuperação e restauração. (CORDEIRO, 2019)

Neste trabalho, apresentamos um levantamento realizado no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNVC) em área semeada em 2012 que teve por objetivo verificar o sucesso do plantio, identificar e caracterizar os grupos funcionais que se estabeleceram: gramíneas, ervas, arbustos e as árvores. Na área restaurada, gramíneas invasoras puderam reaparecer do banco de sementes, criando manchas com diferentes proporções de espécies entre gramíneas invasoras e nativas, com dominâncias de diferentes grupos funcionais.

Com o objetivo de compreender a dinâmica, ou seja, a trajetória de ocupação e competição entre as espécies no estabelecimento da comunidade vegetal, buscamos comparar os resultados encontrados em um levantamento realizado aos 74 meses após o plantio (2019), com dados previamente obtidos em por Alves (2016) realizados aos 8 (2013), 14 (2014) e 27 meses (2015) após o plantio. O monitoramento de trajetórias de restauração de diferentes composições de grupos funcionais iniciais visa identificar quais grupos são capazes de promover uma restauração de sucesso (GONZÁLEZ et al. 2013; SUDING, 2011; WORTLEY et al 2013, COUTINHO,2019).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS

Objetivamos avaliar um plantio de restauração vegetal por semeadura direta realizado no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros a fim de monitorar seu desenvolvimento e identificar as espécies e grupos funcionais que se estabeleceram ao longo do tempo. De forma mais específica, buscamos contribuir com informações

sobre a seleção de espécies utilizadas em plantios de restauração por semeadura direta de áreas de Cerrado convertidas em pastagens.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (1) Identificar a composição final e proporção final de espécies nativas e exóticas por grupos funcionais;
- (2) Identificar grupos funcionais dominantes;
- (3) Identificar como a dinâmica temporal envolveu as sucessões trajetórias, com troca de espécies e aumento da complexidade sistêmica.

2.3. JUSTIFICATIVA

Diante dos diversos incentivos para a recuperação e restauração de biomas, faz-se necessária uma aproximação do conhecimento científico para desenhar as melhores formas de recuperar cada bioma.

A maioria dos estudos e incentivos para restauração buscam o clímax sucessional em ecossistemas florestais, sendo as práticas focadas principalmente no plantio de árvores (RUIZ-JAEN & AIDE 2005; RODRIGUES et al., 2009). Como já mencionado, a restauração equívoca, como o plantio de espécies florestais usadas para restaurar áreas originalmente cobertas por campos e savanas no Cerrado, ameaça a fitofisionomia de característica savânica e campestre, interferindo na diversidade de plantas endêmicas e na diversidade animal e interferindo na recarga de água subterrânea (VELDMAN et al. 2015).

Compreender as diferentes trajetórias de ecossistemas em restauração significa desvendar a interferência de uma série de variáveis em um sistema aberto como, por exemplo, as condições físicas e químicas do solo, o controle de espécies invasoras e a introdução de grupos funcionais para recriar estágios sucessionais. Desvendar a interferências das variáveis para reconstituir a comunidade é essencial para melhorar as técnicas da restauração (SUDING & HOBBS, 2009). As pesquisas sobre o tema ampliam o banco de informações para a seleção de espécies utilizadas em plantios de restauração por semeadura direta de áreas de Cerrado convertidas em pastagens.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

Os experimentos foram conduzidos no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), no município de Alto Paraíso de Goiás - GO (14°04'45" S e 47°37'57" W). O clima da região, segundo o sistema de classificação de Köppen-Geiger, é do tipo Aw (com inverno seco e verão chuvoso) (ALVARES et. al., 2013). A precipitação média anual é de 1.625 mm (ICMBio, 2009), a temperatura média anual máxima na região é de 28,5°C e a mínima de 18°C (GOIÁS, 2006).

O Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNVC) está localizado no nordeste do Estado de Goiás, entre os municípios de Alto Paraíso de Goiás, Cavalcante, Teresina de Goiás, Nova Roma e São João d'Aliança. Protegendo uma área de 240.611ha de cerrado de altitude, o parque abriga espécies e formações vegetais únicas, centenas de nascentes e cursos d'água, rochas com mais de um bilhão de anos, além de paisagens de rara beleza, com feições que se alteram ao longo do ano. O PNVC também preserva áreas de antigos garimpos, como parte da história local e foi declarado Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO, em 2001.

Além da conservação, o Parque tem como objetivos a pesquisa científica, a educação ambiental e a visitação pública. Está inserido na região geológica denominada de Complexo Montanhoso Veadeiros-Araí, com altitudes que variam entre 800m e 1.650m (FELFILI, 2007). Grandes extensões do Parque são cobertas pela fitofisionomia de cerrado rupestre e campo rupestre (NASCIMENTO, 2010), podendo ocorrer manchas de cerrado sentido restrito (cerrado ralo, cerrado típico e cerrado denso), campo sujo, campo limpo, vereda e mata de galeria, em menores proporções (ICMBIO, 2009; LOEBMANN, 2008). Com a ampliação do PNCV em 2017, as matas secas também estão presentes. A área do estudo está classificada como área antropizada e faz fronteira com áreas de campo limpo e cerrado rupestre (ICMBio, 2009). Os solos do PNCV possuem maior ocorrência de Cambissolos, Neossolos Litólico e Latossolos vermelho-amarelo (HARIDASAN, 2007).

A vegetação original da área reservada para o experimento era savânica (cerrado sentido restrito), caracterizado por um estrato graminoso contínuo, com estrato arbóreo e arbustivo variando de 10% a 60% (ALVES, 2016). A vegetação original foi convertida em agricultura e posteriormente em pastagem pelo proprietário

das terras, anterior à criação do Parque Nacional. Da regularização fundiária até a data do experimento, a área estava sem intervenções antrópicas há aproximadamente 20 anos. As espécies exóticas invasoras anteriormente utilizadas para pastagem dominavam completamente a área: *Urochloa decumbens*, *Urochloa brizantha*, *Urochloa humidicola* (capins-braquiária), *Andropogon gayanus* (capim-andropogon), *Hyparrhenia rufa* (capim-jaraguá), e *Melinis minutiflora* (capim-gordura).

O plantio experimental realizado em 2012 foi um dos primeiros a testar a possibilidade do restabelecimento de espécies de gramíneas, arbustos e árvores nativas em fitofisionomias abertas de Cerrado pelo método de semeadura direta (Alves, 2016) em áreas de pastagem. Em 2012, a ação da pesquisa foi financiada pelo ICMBio. Desde então, projetos semelhantes de restauração de larga escala por semeadura direta tiveram apoio da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza em 2012 e 2013 e da Rede de Sementes do Cerrado em 2014. Em 2015 e 2016, áreas próximas a este experimento, ainda dentro da região do “Mulungu” do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, receberam outros projetos de restauração, desta vez financiadas pela Norte Brasil como compensação ambiental do empreendimento de uma linha de transmissão de energia. A compensação ambiental no âmbito do Licenciamento Ambiental, como já dito anteriormente e baseado nas leis a lei 6.938/1981 e 9.985/2000 SNUC, tem como objetivo compensar os impactos da supressão de vegetação para construção da Linha de Transmissão. Nesse projeto, chamado “Restauração de Campos e Savanas no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV)”, foram semeadas 18 toneladas de sementes, de 80 espécies nativas do Cerrado e, posteriormente, recebeu prêmio como melhor projeto de restauração apresentado na VII Conferência Mundial da Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (SER), realizada entre agosto e setembro de 2017.

Também em 2017, foi fundada a Associação Cerrado de Pé, integrada por habitantes da região (moradores de assentamentos próximos ao PNCV até a comunidade do quilombo Kalunga). Hoje, mais de 60 famílias das comunidades locais integram a Associação, participando de capacitações e gerando renda a partir da coleta e beneficiamento de sementes nativas do Bioma Cerrado. As sementes são comercializadas em parceria com a Rede de Sementes do Cerrado, diversificando a cadeia de restauração do Cerrado e ampliando a capacidade organizacional da associação, principalmente suprimindo a demanda por sementes de instituições interessadas em fazer restauração e/ou pesquisa científica (SCHMIDT et al., 2019).

3.2. METODOLOGIA UTILIZADA PARA O PLANTIO EM 2012

As áreas escolhidas para o plantio experimental estão a 500 metros de remanescentes de vegetação original.



Figura 1 - Mapa de localização do experimento: Brasil. Centro-oeste. Estado de Goiás. Área de restauração "Mulungu" localizada dentro do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros nos limites municipais de Alto Paraíso- GO. Fonte- Google Maps. Acesso em nov.2021. - Com edições

Em 2012, foram reservadas 3 (três) áreas de semeadura de 1 (um) hectare cada. Dentro de cada uma destas áreas, foram semeadas 5 (cinco) faixas de 10x 100m, totalizando 15 faixas de semeadura direta. Em junho deste ano, o solo das faixas foi previamente preparado: toda a área foi roçada com roçadeira acoplada em trator; em setembro do mesmo ano, o solo foi gradeado com grade aradora tracionada por trator em três passadas sequenciais, eliminando a cobertura de gramíneas exóticas e nivelando o solo moderadamente. Fora a gradagem, nenhum outro método pré ou pós-emergente de controle para as gramíneas exóticas foi utilizado.

As sementes e frutos utilizados no experimento foram coletados em áreas do PNCV e em remanescentes de vegetação nativa nos arredores do Parque. Foram selecionadas a partir de experimentos anteriores de restauração: onze árvores, oito gramíneas, dois arbustos, dois sub-arbustos e uma palmeira, totalizando 23 espécies nativas da região. As coletas ocorreram entre maio e setembro de 2012 e as sementes foram minimamente beneficiadas através de peneiramento para remoção de impurezas (algumas sementes tiveram a polpa removida). Nenhuma semente recebeu tratamento específico para quebra de dormência. Posteriormente foram armazenadas em sacos de ráfia em temperatura ambiente.

Tabela 1 :Espécies plantadas Espécies semeadas em experimento no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros - PNCV, separadas por hábito de crescimento, quantidade de sementes por metro quadrado, peso de 100 sementes e forma de beneficiamento (mtg máquina trituradora). *Componentes da variedade campo grande, avaliados em conjunto. **Densidade variável de acordo com o tratamento

(ausente=0 g/parcela, média=20 g/parcela, alta=40 g/parcela de 10 x 33 m²). Extraído de Monique Alves, 2016, com modificações.

Nome Científico	Nome comum	Família	Sementes (g)/1m ²	100 sementes (g)	Beneficiamento
Arbustos					
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	Amargoso	Asteraceae	0,9	0,08 ± 0,03	mtg
<i>Vernonanthura Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Demattéis	Assa peixe	Asteraceae	0,225	0,03 ± 0,00	mtg
Subarbusto					
<i>Sylosanthes capitata</i> Vogel e <i>Sylosanthes macrocephala</i> M.B.Ferreira & Sousa	Estilosantes	Fabaceae	**	0,27 ± 0,01	nenhum
Gramíneas					
<i>Aristida</i> sp.1	Aristida	Poaceae	0,173	-	mtg
<i>Aristida</i> sp.2	Aristida	Poaceae	0,1	-	mtg
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Pé de galinha	Poaceae	0,08	0,06 ± 0,01	peneira
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Capim flexinha	Poaceae	0,1	0,22 ± 0,04	peneira
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Capim brinco de princesa	Poaceae	0,325	0,47 ± 0,05	mtg
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Capim fiapo	Poaceae	0,875	0,24	mtg
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Capim roxo	Poaceae	0,005	0,19 ± 0,05	mtg
Arbóreas					
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Mirindiba	Combretaceae	0,3	95,21 ± 0,61	Secagem ao sol
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Baru	Fabaceae	9	2259,06 ± 48,47	nenhum
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	Fabaceae	1,225	45,31 ± 0,81	mtg/peneira
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Candêia	Asteraceae	1,25	0,40 ± 0,19	peneira
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá	Fabaceae	0,5	373,07 ± 101,86	mtg/peneira
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Caroba	Bignoniaceae	0,09	2,73 ± 0,15	separação manual
<i>Magonia pubescens</i> A. St. -Hil.	Tingui	Sapindaceae	1,25	182,32 ± 55,15	separação manual
<i>Myrcrodium urundeuva</i> Allenão	Aroeira	Anacardiaceae	0,34	1,94 ± 1,68	peneira
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Vinhático	Fabaceae	0,125	4,50 ± 0,06	peneira
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St. -Hil.	Lobeira	Solanaceae	0,075	2,78 ± 0,76	remoção da polpa
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Carvoeiro	Fabaceae	6,1	24,96 ± 0,37	remoção da polpa
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Capitão	Combretaceae	1,01	1,33	peneira
Palmeira					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Gueroba	Areaceae	5	1,34 0,58 (a)	nenhum

Em novembro de 2012, as 23 (vinte e três) espécies foram semeadas nas 15 faixas de semeadura de 10 x 100 m, afastadas no mínimo 10 e no máximo 380 metros

(Figura 3). Em cada faixa de semeadura foram semeadas 23 espécies que receberam densidades equivalentes entre si da quantidade de sementes, de acordo com a respectiva disponibilidade. Buscou-se respeitar a mesma densidade das espécies nas quinze faixas de semeadura de 10 x 100 m, variando-se apenas a densidade de *Stylosanthes* spp. ¹



Figura 2: Figura 2: Imagens meramente ilustrativas de experimentos semelhantes que ocorreram em áreas próximas ao plantio de 2012 no PNVC e que também utilizaram do método da semeadura direta. Em detalhes a. Beneficiamento de sementes por peneiramento; b. Armazenamento de sementes coletadas em sacos de rafia e local arejado; c. semeadura direta a lanço (manual); d. semeadura direta mecanizada.

¹ Alves (2016) testou nesta área de estudo o efeito de diferentes densidades de indivíduos de *Stylosanthes* spp. por área de restauração (ausente=0g, média=20g e alta=40g, respectivamente). Os resultados indicaram que estas diferentes densidades de *Stylosanthes* spp. não tiveram efeito sobre a recolonização da área por de gramíneas exóticas invasoras.

3.3. METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DA EVOLUÇÃO DO PLANTIO

As primeiras amostragens foram realizadas nos anos de 2013, 2014 e 2015 (8, 14 e 24 meses após a sementeira, respectivamente). Seguindo a metodologia aplicada por Alves (2016). Em 2019, foram selecionadas 3 faixas de 10 x 100 m de cada área, totalizando 9 faixas das 15 sementeiras para coleta de dados amostrais, conforme figura a seguir:

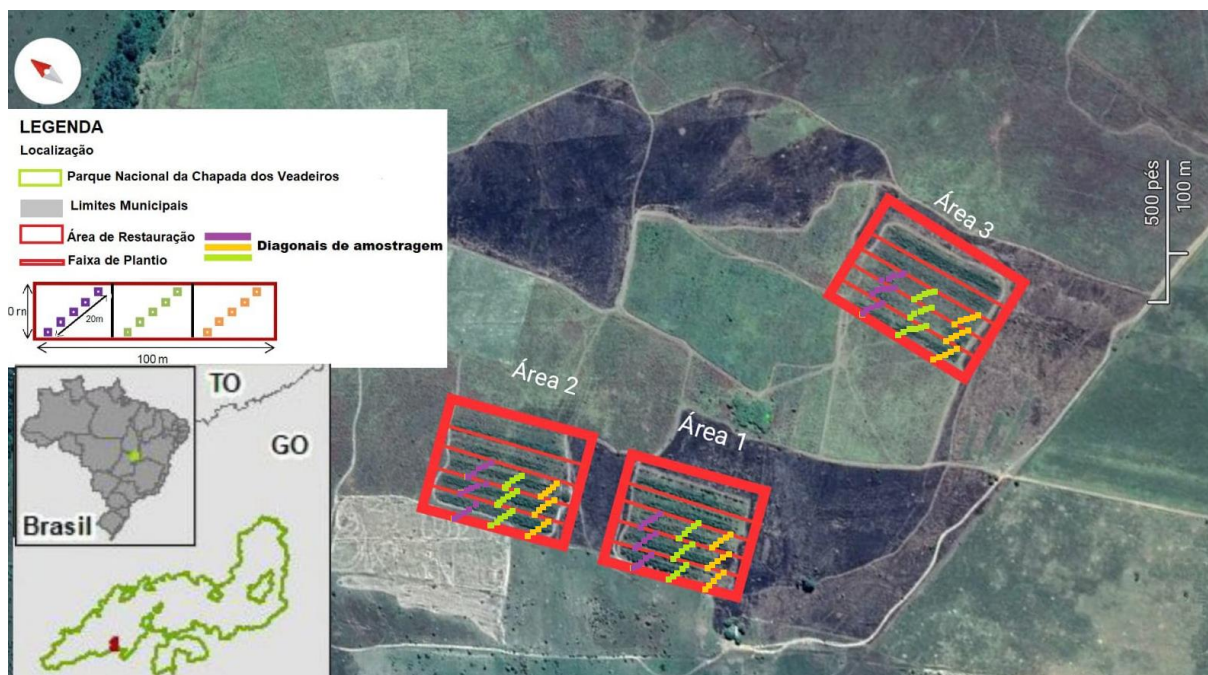


Figura 3: Mapa de localização do experimento: Brasil. Centro-oeste. Estado de Goiás. Área de restauração “Mulungu” localizada dentro do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros nos limites municipais de Alto Paraíso- GO. Plantio das 23 sementes nativas em 3 áreas de 1ha distribuídas em 5 faixas de 10X100m. Coleta de dados para amostragem em 2019: selecionadas 3 faixas de 10 x 100 m de cada área, totalizando 9 faixas das 15 sementeiras. Em cada faixa, 3 diagonais de 20m para amostragem de cobertura por interceptação de pontos. Fonte- Google Maps. Acesso em nov.2021.

Em cada parcela de 10x100m foram traçadas, com auxílio de trena, três diagonais de 20 m. A coleta de dados da cobertura foi feita através do método de interceptação de pontos (ITT, 1996), buscando-se representar a ocupação do espaço por cada espécie. Esse método, citado por Levy (1933 apud MANTOVANI & MARTINS, 1990), amostra a cobertura por estrato e contabiliza todos os toques na vareta. É indicado para estudos com espécies herbáceas e foi utilizado ao longo de cada diagonal com a coleta de dados sendo feita em intervalos de 10 cm, totalizando 200 pontos por diagonal.

O método consiste em posicionar verticalmente uma haste fina a cada 10 cm da trena e registrar todas as espécies que tocam a haste em cada ponto de amostragem. Este método permite calcular (i) a porcentagem de cobertura de solo total e por espécie, e (ii) a frequência relativa de espécies e sua contribuição na vegetação (Mantovani & Martins, 1990). Todas as plantas foram classificadas em quatro grupos funcionais: composto por **Gramínea Exótica**, **Gramínea Nativa**, **Lenhosa Nativa** e **Sem Vegetação** (sendo solo exposto, palhada seca ou apenas serrapilheira). Espécies dicotiledôneas nativas foram categorizadas como “lenhosas nativas”.

Os dados amostrais foram coletados em fevereiro de 2019, 74 meses após o plantio. Os resultados foram comparados com dados previamente obtidos em por Alves (2016) realizados nos anos de 2013, 2014 e 2015, aos 8, 14 e 27 meses após o plantio respectivamente. O resultado da frequência relativa em porcentagem da amostra da cobertura de solo por categorias pode ter soma superior a 100%, visto que considera a possibilidade de sobreposição de plantas em um mesmo ponto amostral.

4. RESULTADOS

Foram identificadas 40 espécies distintas na área 1, 50 na área 2 e 41 na área 3. Como dito anteriormente, a metodologia de interceptação por pontos visa representar a ocupação do espaço pelas espécies, podendo, naturalmente, haver sobreposição de cobertura vegetal dos indivíduos e categorias, dependendo da densidade de ocupação das plantas. Após 74 meses da semeadura, mais de 70% da cobertura vegetal das áreas experimentais era de gramíneas exóticas, com pouca frequência de gramíneas nativas (<16%), mas com ocorrência relativamente alta de espécies lenhosas nativas (Tabela 2).

Tabela 2: Proporção relativa de cobertura vegetal por categorias por área de estudo amostrada no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO

Faixa	Gramíneas exóticas	Gramíneas nativas	lenhosas nativas	Sem vegetação
1	0.87	0.13	0.27	0.03
2	0.74	0.15	0.56	0.03
3	0.82	0.16	0.66	0.01

As espécies nativas encontradas mais frequentemente nas três áreas são aquelas que apareceram com frequência acima da média de toques por espécies e por área. As espécies nativas mais frequentes foram *Echinolaena inflexa*, *Tachigali vulgaris* (carvoeiro), *Trachypogon spicatus*, *Dalbergia miscolobium*, *Buchenavia tomentosa* (mirindiba), *Vernonanthura polyanthes* (assapeixe), *Zeyheria montana* (bolsinha de pastor). Para cada área analisada, obtivemos uma média de 16-19 indivíduos por amostra de 0,3ha.

Das espécies nativas, observamos uma rebrota diversificada de espécies não semeadas (Figura 4). Na área 1: 55% das espécies que foram identificadas eram nativas e não foram semeadas; na área 2, 68% e na área 3, 61%. Na média das 3 áreas, 61% das espécies nativas não foi semeada.

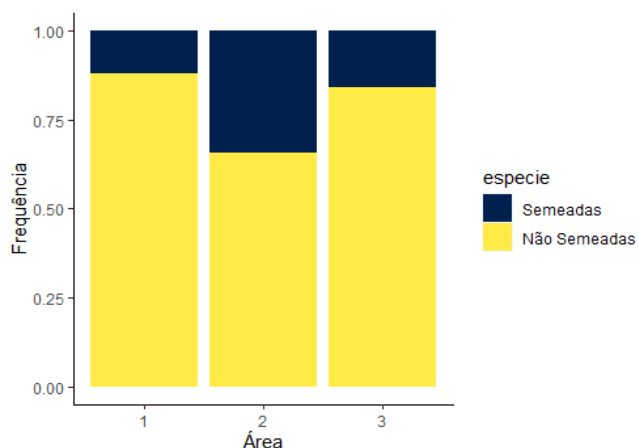


Figura 4: Proporção da cobertura vegetal de espécies semeadas e não semeadas por área de 0,3ha amostrada no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO

Ao longo dos 74 meses subseqüentes à semeadura, a vegetação nas áreas de restauração foi significativamente alterada: nos anos iniciais a cobertura de plantas nativas aumentou gradativamente superando a cobertura de exóticas (Figura 5), sendo significativamente maior após 24 meses. Esse crescimento ocorreu pelo aumento significativo da cobertura por capins nativos. As lenhosas não apresentaram diferenças significativas de cobertura entre as áreas ou entre os anos até 24 meses. Na figura 5 abaixo, o boxplot representa a análise exploratória da porcentagem da cobertura por categoria (Gramínea Exótica, Gramínea Nativa, Lenhosa Nativa e Sem Vegetação) e por área. Temos também a porcentagem total das Gramíneas Nativas (Nativa total) por área amostrada: Porcentagem da cobertura vegetal por categoria amostrada nas três áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV. A linha preta divide

os valores de 2019 amostrados com outro método. ($p < 0.05$). A figura representa a cobertura por capins exóticos significativamente maior na área 2 quando comparada com as demais áreas, superando a cobertura das nativas. Entre 24 e 74 meses após a semeadura houve um incremento na cobertura por capins exóticos. Na última amostragem essa categoria obteve as maiores porcentagens de cobertura em todas as áreas. A cobertura por capins nativos reduziu, ficando inferior a 30%. Apesar do decréscimo na cobertura de capins nativos, as lenhosas aumentaram sua cobertura principalmente nas áreas 2 e 3. A cobertura total do solo reduziu ao longo dos anos, mas sendo superior a 95% em todas as áreas.

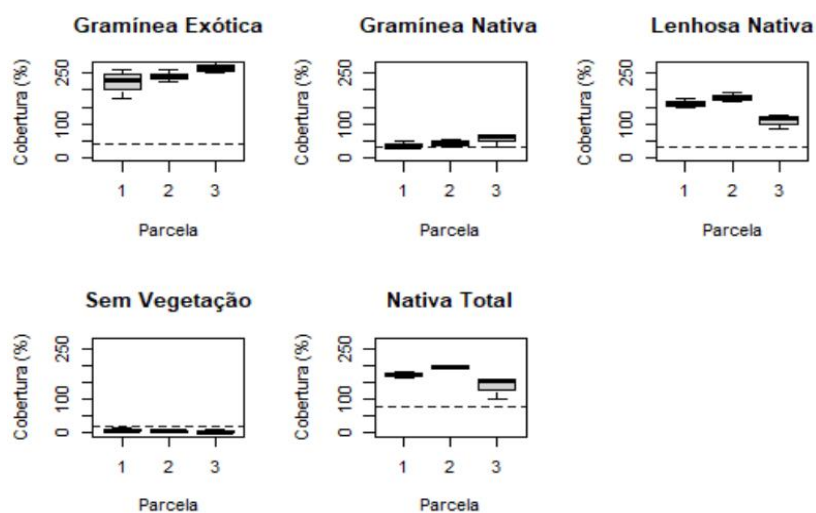


Figura 5: Porcentagem da cobertura por categoria (Gramínea Exótica, Gramínea Nativa, Lenhosa Nativa e Sem Vegetação) e por faixa de área de 0,3ha e a porcentagem total das Gramíneas Nativas (Nativa total) por faixa de área 10x100m na área de estudo no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO

Após 74 meses grande parte das lenhosas amostradas atingiu faixas de altura entre 45 e 60cm, com algumas espécies apresentando altura média superior a 1 metro. Aos 8 meses as diferenças observadas nos valores de densidade de lenhosas (Figura 6) se devem, provavelmente, às diferenças de solo e vegetação original (diferentes taxas de ocupação e diversidade de espécies exóticas) entre as áreas. Ao longo dos anos essas diferenças foram reduzidas, provavelmente em função do aumento de dominância das gramíneas exóticas.

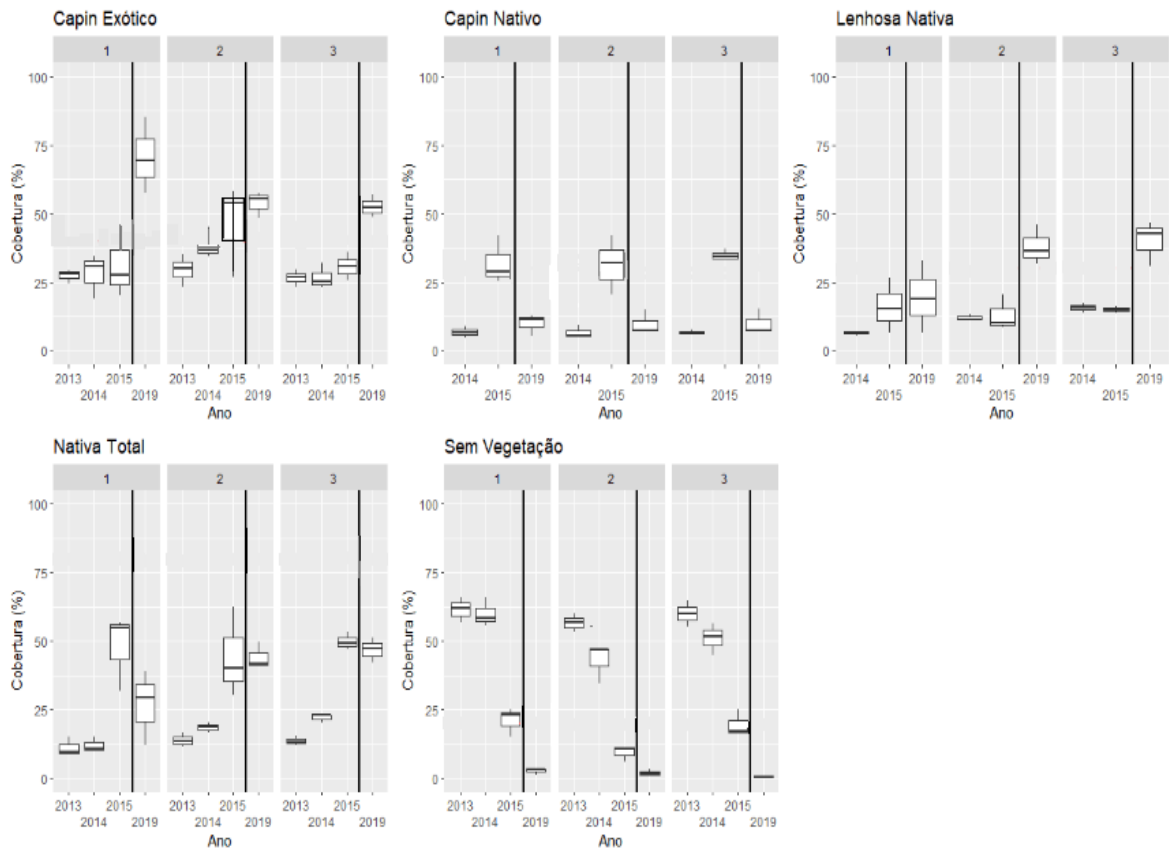


Figura 6: Porcentagem da cobertura vegetal por categoria amostrada nas três áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV. A linha preta divide os valores de 2019 amostrados com outro método.

A riqueza de espécies pode aumentar com o tamanho da amostra podendo causar diferenças na riqueza calculada. Ou seja, o tamanho da amostra pode influenciar diretamente na riqueza de espécies observadas. Desta forma, a curva de rarefação (Figura 6) pode atenuar a diferença de visualização da riqueza de espécies para 9 parcelas de 10x100m em cada uma das 3 áreas:

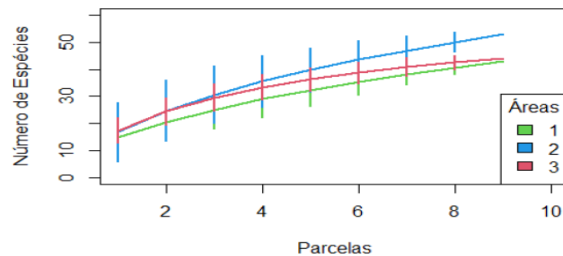


Figura 7: Curva de rarefação de riqueza de espécies encontradas nas amostragens de 2019 nas 9 parcelas de 10X1000m na área de estudo do PNVC.

As curvas de rarefação (Figura 7 e 8) apresentaram tendências similares à densidade de lenhosas. Inicialmente baixas, as curvas crescem em 2014 e decrescem nos meses seguintes, tornando a aumentar somente após 74 meses.

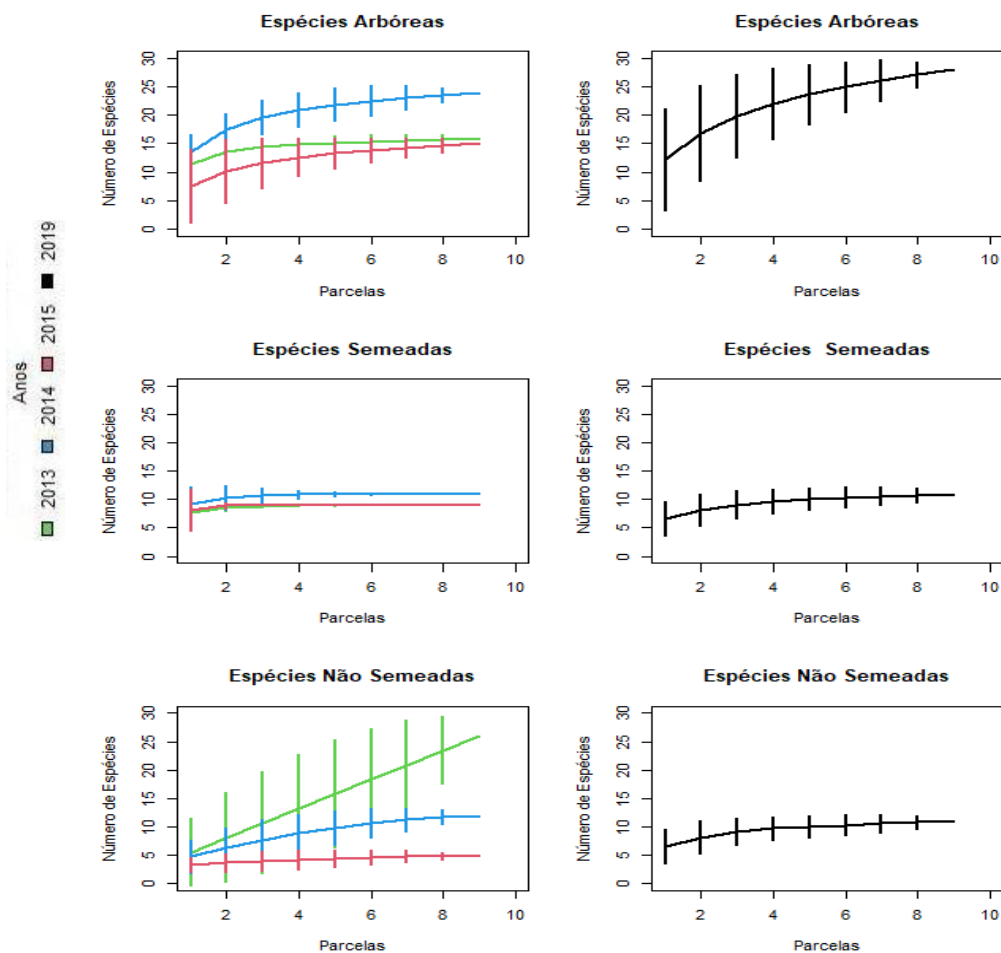


Figura 8: Curvas de rarefação das espécies amostradas nas três áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV

A presença das gramíneas exóticas foi muito consistente, estando presente nas três áreas e com uma frequência relevante: maior que 80% de frequência nas amostragens. Das gramíneas exóticas (GEI) identificadas, as frequências relativas foram as seguintes demonstradas na Tabela 3 :

Tabela 3: Gramíneas Exóticas Invasoras identificadas e suas frequências relativas por de área de 0,3ha no PNVC-GO :

	Espécie de Gramínea Exótica Invasora (GEI)	Frequência Relativa
Área 1	<i>Andropogon gayanus</i>	0.3346
	<i>Urochloa humidicula</i>	0.2528
	<i>Melinis minutiflora</i>	0.0774
	<i>Urochloa brizantha</i>	0.0385
	<i>Urochloa decumbens</i>	0.2966
Área 2	<i>Andropogon gayanus</i>	0.4684
	<i>Urochloa humidicula</i>	0.0006
	<i>Melinis minutiflora</i>	0.1662
	<i>Urochloa brizantha</i>	0.0538
	<i>Urochloa decumbens</i>	0.3111
Área 3	<i>Andropogon gayanus</i>	0.2095
	<i>Melinis minutiflora</i>	0.0087
	<i>Urochloa brizantha</i>	0.0015
	<i>Urochloa decumbens</i>	0.1275

A porcentagem relativa de cobertura na categoria de lenhosas foi bastante considerável, sendo de 27% de cobertura na área 1, 56% na Área 2, e de 66% na área 3. A espécie lenhosa de maior frequência observada na categoria, nas 3 áreas foi a *Tachigali vulgaris* (carvoeiro), representada na tabela 6. A densidade de indivíduos lenhosos por m² foi de 1.63, 1.64, 1.97 em cada área respectivamente, sendo a média total de 1,74 por m² - representado na tabela 5:

Tabela 4: Densidade de lenhosas por faixa de área 0,3ha área de estudo no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO

Área	Média Parcela	Densidade de indivíduos lenhosos por m ²
1	16.33	1.63
2	16.44	1.64
3	19.67	1.97

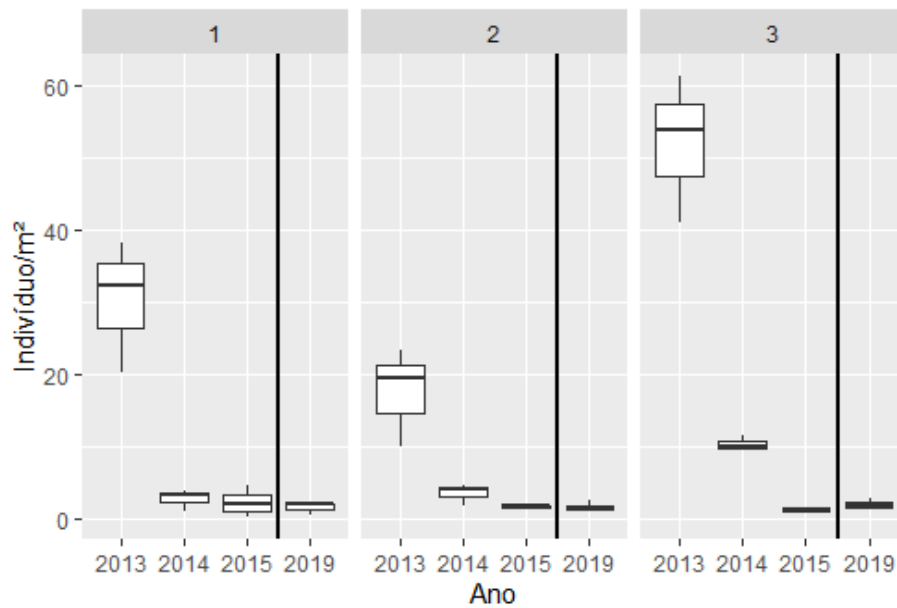


Figura 9: Densidade média de indivíduos arbóreos amostrados nas 3 áreas de estudo entre 8 e 74 meses no PNCV. A linha preta divide os valores de 2019 amostrados com outro método.

Tabela 5: Frequência de *Tachigali vulgaris* por faixa de área 0,3ha na área de estudo no parque Nacional da Chapada dos Veadeiros-GO

Área	Espécie	Toques	Frequência relativa
1	<i>Tachigali vulgaris</i>	435	0.5863
2	<i>Tachigali vulgaris</i>	647	0.4764
3	<i>Tachigali vulgaris</i>	1133	0.6829

É notória a predominância da espécie lenhosa *Tachigali vulgaris*, em relação a outras espécies arbóreas encontradas no experimento, das 12 espécies arbóreas semeadas, (Mirindiba, Baru, Tamboril, Candeia, Jatobá, Caroba, Tingui, Aroeira, Vinhático, Lobeira, Carvoeiro, Capitão), o carvoeiro se destaca pelo seu rápido crescimento e dominância comparados às demais.

Tabela 6: Altura média (cm) das espécies arbóreas entre 14 e 74 meses após semeadura no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros em 2012.

Espécie	ano					
	2014		2015		2019	
	media	sd	media	sd	media	sd
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	2.88	1.64			11.00	5.66
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	8.92	2.26	14.29	5.59	28.85	15.43
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	6.17	2.92	12.87	6.15	17.50	3.54
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	7.72	5.14			39.00	23.55
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	5.66	6.43	26.00	29.70	13.33	2.89
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	10.00	4.60	30.04	14.62	183.42	80.65
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman					2.00	-
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	18.01	6.86	19.40	3.44	55.50	26.26
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	11.83	6.72	20.66	12.33	55.00	12.25
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	12.44	6.81	24.58	12.85	91.25	48.53
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	12.75	6.68	23.00			
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	5.79	2.01	8.74	3.44	26.62	24.52
<i>Plathymeria reticulata</i> Benth.	12.32	2.76	21.08	25.35	29.00	20.82

5. DISCUSSÃO

A semeadura direta é um método que vem se confirmando eficiente para a reintrodução de espécies nativas e se mostrou uma boa técnica para reintrodução de espécies de todos os estratos de formações de Cerrado; foi determinante para o restabelecimento das espécies nativas, com incidência relativa de 50% a 62% nas parcelas.

Em análises anteriores dessa mesma área, realizadas aos 8, 14 e 27 meses após o plantio, descritas por Alves (2016), foi observado aumento gradual na cobertura das espécies plantadas ao longo do tempo: aos 27 meses a proporção de gramíneas exóticas era similar às nativas (39%) e a proporção de solo exposto aos 27 meses era de 29%. Na amostragem realizada 74 meses após o plantio (em 2019),

somando-se a frequência relativa de gramíneas nativas e lenhosas nativas das parcelas 1, 2 e 3, obtivemos uma ocorrência de espécies nativas acima de 60% no total contra 81% de gramíneas exóticas e cerca de 2% sem vegetação. Das espécies nativas, observamos uma rebrota diversificada também de espécies não semeadas.

Mesmo resultando em bom estabelecimento das espécies nativas entre gramíneas, herbáceas e arbustos, a invasão das gramíneas exóticas nas áreas semeadas ainda é bastante consistente mesmo nas áreas restauradas. Considerando que o tratamento do solo foi a gradagem em três passadas sequenciais, podemos dizer com base em estudos semelhantes que o preparo do solo foi insuficiente para conter a germinação dessas sementes do banco do solo. Os resultados apresentados por Sampaio et al. (2019) que indicam que a gradagem extensiva em 5 ou 6 vezes resultou em cobertura nativa relativa significativamente maior do que gradear apenas três ou quatro vezes.

Para Coutinho (2019), a combinação de fogo e gradagem pode ser um método eficaz para remover as gramíneas exóticas invasoras, contanto que o tratamento seja aplicado várias vezes e / ou durante anos. De acordo com esse autor, uma boa estratégia de contenção seria esgotar o banco de sementes de espécies invasoras e estimular a germinação, o que pode ser feito através de sucessivas plantios na mesma área. Mais drasticamente, a remoção da camada superficial do solo pode eliminar completamente as sementes do banco (KIEHL et al., 2010).

Como já dito anteriormente, estudos com aplicação de herbicida têm apontado resultados positivos controle das GEI e bom estabelecimento de espécies não gramíneas. A aplicação de herbicida afeta também as gramíneas nativas, diminuindo também a sua ocorrência além de ser um procedimento restrito no Brasil para áreas protegidas (MMA, 2020). Resultados semelhantes positivos no controle de GEI foram encontrados por Barroso et al., (2010) em áreas infestadas.

Podemos dizer que a alta rebrota das GEI pode ter gerado impacto negativo no estabelecimento das espécies nativas visto que as gramíneas nativas sofrem desvantagens competitivas com as GEI por diversos fatores como: menor taxa fotossintética, menor produção de sementes e baixa capacidade de germinação em relação às invasoras (ASNER & BEATTY, 1996; KLINK, 1996).

Nas análises anteriores dessa mesma área (8, 14 e 27 meses após o plantio), as espécies nativas *Lepidaploa aurea* e *Stylosanthes* spp. iniciaram com alta densidade e diminuíram aos 27 meses. A mesma tendência se confirmou nas

amostragens realizadas 74 meses após o plantio: as espécies as *L. aurea* e *Stylosanthes* spp. aparecem como estabelecidas na área do experimento, mesmo que baixa frequência (11 toques e 0,0066 de frequência e 12 toques e 0,0092 de frequência, respectivamente somando-se as três áreas – 3000m²).

Na realização do plantio em 2012, buscou-se a semeadura na mesma densidade das espécies em todas as parcelas 10 × 100 m variando-se apenas a densidade de foram feitas baseadas na densidade de *Stylosanthes* spp. No trabalho de Alves (2016) testou-se a hipótese de que um gênero de arbusto comercial nativo do Cerrado plantado em alta densidade poderia prevenir a emergência de espécies exóticas, mas a densidade encontrada em 27 meses após o plantio não confirmou essa hipótese (Alves, 2016). *Stylosanthes* é um gênero da família Fabaceae, que pode suprimir plantas invasoras (PHENGSAVANH & LEDIN, 2003); é adaptado a uma ampla variedade de condições ambientais; desenvolve bem em solos pobres, em uma ampla faixa de pH; é tolerante à seca e associa-se a bactérias fixadoras de nitrogênio (VITOR ET AL., 2008). Tais características beneficiam a reabilitação do solo (PHENGSAVANH & LEDIN, 2003). A semeadura em quantidade maior que a “natural” pode ter promovido um aumento na disponibilidade de Nitrogênio, favorecendo as espécies arbóreas assim como as gramíneas exóticas. Estudos com consórcios de espécies semelhantes mostram a fixação do nitrogênio no solo como relevantes para o estabelecimento de áreas campestres (PACIULLO et al., 2003; MACEDO et al., 2014; SOARES DE ANDRADE et al., 2003) e arbóreas (SILVA & CORRÊA, 2008).

As gramíneas nativas como *Schizachyrium sanguineum*, *Aristida* sp., *Echinolaena inflexa*, *Axonopus aureus* e *Trachypogon* sp. tiveram alta densidade em relação às outras espécies, detectada tanto em nas análises iniciais (8, 14 e 27 meses após o plantio) quanto na amostragem mais recente (74 meses após). Esses são arbustos e gramíneas cujas sementes germinam bem quando semeadas, cobrem o solo e se reproduzem rapidamente. A germinação precoce de sementes confere vantagens no crescimento das gramíneas exóticas (GRMAN & SUDING, 2010; WAINWRIGHT & CLELAND, 2013). O mecanismo de germinação precoce é importante componente em projetos de restauração de fisionomias campestres e savânicas do Cerrado. Além disso, suas reproduções rápidas tem potencial de colonizar mais manchas de solo exposto. As ervas crescem rapidamente, melhoram as características químicas, físicas e biológicas do solo e ajudam no controle da erosão (SILVA & CORRÊA, 2010).

A cobertura por lenhosas nativas nas áreas de estudo pode ser considerada um fator de sucesso no processo de restauração. Após 27 meses do plantio, árvores ocorreram em uma densidade de 32 indivíduos/5m² (cerca de 6 indivíduos por m²), porém com um desenvolvimento lento e não cobrindo o solo nos primeiros anos do plantio (ALVES, 2016). Nos pontos amostrais coletados no ano de 2019 (74 meses após o plantio), a densidade de indivíduos lenhosos foi de 1,74 por m². As árvores de carvoeiro (*Tachigali vulgaris*) ocuparam grande parte da área de estudo, promovendo um ambiente de fisionomia florestal.

É notória a predominância da espécie lenhosa *Tachigali vulgaris*, em relação a outras espécies arbóreas encontradas (Gonçalo Alves, Pata de Vaca, Baru, Candeia, Jatobá, Caroba, Mirindiba Tingui, Aroeira, Lobeira, Gueroba, Carvoeiro, Capitão, Assa peixe, *Dalbergia sp*, Bolsinha de pastor, no experimento). Das 12 espécies arbóreas semeadas, (Mirindiba, Baru, Tamboril, Candeia, Jatobá, Caroba, Tingui, Aroeira, Vinhático, Lobeira, Carvoeiro, Capitão), o carvoeiro se destaca pelo seu rápido crescimento e dominância comparados às demais.

O rápido crescimento destes indivíduos arbóreos e sua alta densidade “dominou” o experimento na categoria das lenhosas, gerando uma área de fitofisionomias florestais. Tampouco se assemelha aos remanescentes vegetais de áreas próximas, também identificados como campo limpo e cerrado rupestre. O plantio de espécies de árvores de crescimento rápido que foi inserido no sistema com a intensão de vencer a competição com essas gramíneas invasoras, mas pode não apropriado para restaurar ecossistemas campestres ou savanas (Veldman et al. 2015). As florestas do bioma Cerrado são encontradas em condições fitogeográficas específicas como: matas de galeria, matas ciliares e cerradões. A formação de florestas no Cerrado depende das características do solo como profundidade, fertilidade e drenagem, quantidade de chuva, quantidade de queimadas etc. (Ribeiro, 2019) e pela ocorrência de queimadas (naturais e intencionais) não sendo desejadas em todos os experimentos de restauração de Cerrado.

As condições do solo são os principais determinantes do tipo de vegetação em savanas (africanas, australianas e sul-americanas.) (FURLEY & RATTER 1988; FURLEY 1996; VILLALOBOS-VEGA et al. 2014). Espécies lenhosas de savanas tropicais têm raízes profundas- cerca de 15m (CANADELL et al. 1996); assim, solos rasos impedem sua colonização (SANO et al, 2008.; Amaral et al. 2017; BUISSON et al. 2018), atuando como uma barreira para a maioria das transições savana-campo.

As espécies estudadas neste experimento são apenas uma amostra da riqueza florística do Cerrado. A introdução de novas espécies deve ser considerada, mas os fatores como dormência e sazonalidade de produção de sementes dificultam o uso de algumas espécies.

Compreender as regras de montagem e as trajetórias dos ecossistemas na restauração é essencial para melhorar os métodos de restauração (SUDING & HOBBS, 2009) e para orientar as diferentes etapas de gestão dos ecossistemas. A partir dos resultados, é possível dizer que apesar da presença consistente de gramíneas exóticas, as espécies nativas semeadas se reproduziram, durante os anos, gerando novos indivíduos e estabelecendo uma comunidade diversificada e complexa.

Sendo um dos primeiros estudos de restauração ambiental por semeadura direta em larga escala e em área pública (Unidade de Conservação), ressalta-se a importância do monitoramento da cobertura do solo por forma de vida (categorias) realizado. O monitoramento é que indica se o método escolhido foi adequado, ou se foi bem conduzido, para permitir o retorno da vegetação nativa ou se a área ainda precisa ser manejada (SAMPAIO et al., 2015). Trabalhos desenvolvidos em cerrado sentido restrito com valores acima de 60% para estabelecimento de espécies nativas são considerados ótimos para espécies plantadas em locais degradados ou perturbados (CORRÊA & CARDOSO, 1998; SOUZA, 2002).

Maron et al. (2012) também destaca a importância do monitoramento e avaliação do sucesso de áreas de restauração, principalmente as crescentes áreas de compensação ambiental. Para os autores, somente cumprir com a legislação não é suficiente para compensar os danos gerados pelas ações antrópicas de degradação e perturbação. Assim a atividade de compensação e reparação devem estar aliadas a definições claras pelo aparato legal e medições estatísticas que garantam que os valores de biodiversidade que são perdidos e ganhos, estão condizentes com a eficácia da técnica de restauração. Assim, há um apelo para tomadores de decisão para operarem em conformidade com o conhecimento científico.

No Brasil, a legislação é um mecanismo essencial para que a restauração seja implementada. A conexão de diversos atores permite ainda a inserção destes na cadeia de restauração ecológica e a difusão do conhecimento produzido (CHAZDON et al., 2017). Fatores como boa governança, adequada produção de insumos, monitoramento e constante produção de conhecimento científico sobre os diferentes

ambientes a serem restaurados são necessários propicie alcançar resultados eficazes em larga escala (MARON et al. 2012). Exemplos bem-sucedidos desse modelo de governança estão sendo desenvolvidos no Brasil por programas de restauração que visam a recuperação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, tais como o Pacto para Restauração da Mata Atlântica (BRANCALION et al., 2016), a campanha Y Ikatu Xingu (DARONCO et al., 2013.) e, mais recentemente, o Consórcio Cerrado das Águas.

No momento em que se realizou o plantio, em 2012, a aquisição de insumos para a restauração e representava um entrave: pois pouco se conhecia sobre a prática da coleta de sementes de espécies herbáceas e arbustivas de espécies nativas do Cerrado; a comercialização de sementes e mudas de espécies exóticas foi mais incentivada por governos no passado- devido ao seu valor comercial assim como para a produção de celulose e madeira (URZEDO et al. 2020), o que tornou o mercado de exóticas mais acessível (MOREIRA DA SILVA et al. 2017).

Por meio de revisão de literatura, os autores Silveira et al. (2021) identificaram que os experimentos de restauração são desproporcionalmente concentrados em florestas tropicais, florestas secas e manguezais. Mais da metade dos estudos realizados em biomas abertos relataram o plantio de árvores como a principal ação de restauração, sugerindo aplicação de técnicas orientadas para a floresta.

A seleção de alvos e métodos de restauração inadequados e políticas de conservação errôneas podem levar a falhas de restauração (SUDING, 2011). Por exemplo, num estado onde as leis exijam o plantio de árvores independentemente da original vegetação e não considera espécies não arbóreas na revegetação requisitos (como, por exemplo, as leis distritais 14.783 / 1993; 23.585 / 2003 – Distrito Federal). Isso leva ao plantio de árvores florestais de rápido crescimento em áreas que eram originalmente campos e savanas, resultando em altas mortalidade de mudas de árvores (comumente > 60% nos primeiros anos) e / ou povoamentos de árvores não-recrutantes, como descrito em outros sistemas (SUDING, 2011; VELDMAN et al., 2015).

Atualmente, esta realidade vem sendo modificada: a Associação Cerrado de Pé (ACP) e a parceria com a Rede Sementes do Cerrado. Estas associações têm tornado possível a comercialização de sementes nativas e a implementação da semeadura direta como técnica de restauração, além de ampliar a possibilidade de

implementação de pesquisas experimentais sobre restaurações por semeadura direta. A Associação tem de base comunitária na Chapada dos Veadeiros tem desenvolvido de técnicas e conhecimento de restauração do Cerrado através das constantes capacitações (SAMPAIO et al. 2015; PELLIZARO et al. 2017; SAMPAIO et al. 2019; SCHMIDT et al. 2019) além de gerar renda de para a população local fortemente ameaçado pelo agronegócio e pelo turismo da região. A parceria da Associação com Órgãos públicos incentiva o monitoramento com bases científicas e aproxima o poder público – legislador- dos executores da restauração ambiental.

6. CONCLUSÃO

Nossos resultados mostram uma composição final de cobertura de 81% de gramíneas exóticas, 15% de gramíneas nativas, 50% lenhosas e herbáceas e arbustos, e 2% sem vegetação de frequência relativa (que pode ter soma superior a 100%, visto que considera a possibilidade de sobreposição de plantas em um mesmo ponto amostral); ampla rebrota de espécies nativas não semeadas;

Os grupos funcionais dominantes por categorias foram: as gramíneas exóticas (81% de gramíneas exóticas de cobertura total entre *Andropogon gayanus*, *Urochloa humidicula*, *Melinis minutiflora*, *Urochloa brizantha*, *Urochloa decumbens*) e as espécies lenhosas (cobertura de 50 e 62 %). Devido a densidade de carvoeiros identificada, nossos dados indicam cautela e adequada avaliação das intenções ao se utilizar a espécie *Tachigali Vulgaris* em experimentos de restauração por semeadura direta. Considera-se ser mais indicado o seu plantio em alta densidade de sementes para áreas com característica florestal ou cerrado sentido restrito ou sua dosagem em menor proporção de sementes quando este não for o clímax sucessional desejado.

Pode-se dizer que o sistema alcançou fitofisionomia florestal e não alcançou a fitofisionomia savânica almejada de acordo com sua vegetação original anterior às perturbações antrópicas. O fechamento de dossel pela copa de *Tachigali vulgaris* e o preparo do solo em 3 gradagens também não impediu o crescimento das gramíneas invasoras abaixo de suas copas, sendo necessário melhor controle destas por outros métodos ao longo dos anos.

A dinâmica temporal envolveu as sucessões trajetórias: *Lepidaploa aurea* e *Stylosanthes capitata* e *Stylosanthes macrocephala*, *Aristida* sp., *Echinolaena inflexa*, *Axonopus aureus* e *Trachypogon* sp. cobriram bem o solo, se reproduziram bem nos

primeiros anos e colonizaram o solo exposto das áreas recém semeadas. As espécies nativas consideradas mais frequentes- *Echinolaena inflexa*, *Tachigali vulgaris* (carvoeiro), *Trachypogon spicatus*, *Dalbergia miscolobium*, *Buchenavia tomentosa* (mirindiba), *Vernonanthura polyanthes* (assapeixe), *Zeyheria montana* (bolsinha de pastor)- indicam o bom estabelecimento de espécies nativas de todos os estratos.

O rápido crescimento de *Tachigali vulgaris* em frequência, densidade e altura não impediu o estabelecimento de outras lenhosas nativas (semeadas e não semeadas) de crescimento mais lento de se desenvolverem, gerando a sucessão de espécies e aumento da complexidade sistêmica no futuro.

Com isso, reforça-se a importância da introdução de mistura de grupos funcionais ao restaurar savanas em áreas severamente perturbadas; as condições do solo como os principais determinantes no estabelecimento de mosaicos vegetacionais no Cerrado; a importância do preparo do solo para contenção de gramíneas exóticas invasoras em áreas de restauração ambiental e a importância do monitoramento e avaliação do sucesso de áreas de restauração - tanto para ampliação do conhecimento científico, quanto para auxiliar nas elaborações de políticas públicas adequadas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAM, Joel K.; CORBIN, Jeffrey D.; D'ANTONIO, Carla M. California native and exotic perennial grasses differ in their response to soil nitrogen, exotic annual grass density, and order of emergence. In: **Herbaceous Plant Ecology**. Springer, Dordrecht, 2008. p. 81-92.

AB'SÁBER, Aziz Nacib. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. 1983
LOPES, Benedito Cortes et al. Aspectos da ecologia de membracídeos (insecta: homoptera) em **Vegetação de cerrado do Estado de São Paulo**, Brasil. 1983.

Agencia Nacional das Águas- ANA; BRASIL. Hidroweb. In: **Hidroweb**. [S. l.], dez. 2019. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 24 out. 2021.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Mapa de classificação climática de Köppen para o Brasil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, pág. 711-728, 2013.

ALVES, Monique. Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para restauração do Cerrado. 2016

AMARAL, Aryanne G. et al. Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 4, p. 848-858, 2017.

ANDRADE, Amanda Ferreira. Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e semeadura direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília. 2019.

ANDRADE, Carlos Mauricio Soares de et al. Desempenho de seis gramíneas solteiras ou consorciadas com o *Stylosanthes guianensis* cv. Mineirão e eucalipto em sistema silvo pastoril. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, p. 1845-1850, 2002.

ASNER, Gregory P.; BEATTY, Susan W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant and Soil**, v. 186, n. 2, p. 205-211, 1996.

BALL, Timothy. Climatic change, droughts and their social impact: Central Canada, 1811-20, a classic example. **The year without a summer**, p. 185-195, 1992.

BALOTA, Elcio Liborio et al. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 641-649, 1998.

BARBOSA, Elizabeth Gorgone et al. A importância da consideração de espécies invasoras no manejo integrado do fogo. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 2, p. 27-40, 2016.

BARBOSA, Leandro S.; COURI, Márcia S.; COELHO, Valéria. Influência do aumento do número de pupas hospedeiras de *Cochliomyia macellaria* (Diptera, Calliphoridae) no desenvolvimento do parasitóide *Nasonia vitripennis* (Hymenoptera, Pteromalidae) em laboratório. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, p. 339-344, 2008.

BARROSO, A. L. L. et al. Eficácia de herbicidas inibidores da ACCase no controle de gramíneas em lavouras de soja. **Planta Daninha**, v. 28, p. 149-157, 2010.

BARUCH, Zdravko. Aspectos ecofisiológicos da invasão por gramíneas africanas e seu impacto na biodiversidade e função das savanas neotropicais. In: **Biodiversidade e processos do ecossistema da savana**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1996. p. 79-93.

BORN, Rubens Harry; TALOCCHI, Sergio. Compensações por Serviços Ambientais: sustentabilidade ambiental com inclusão social. **Proteção do capital social e ecológico: por meio de Compensações por Serviços Ambientais (CSA)**. São Paulo: Peirópolis, p. 27-45, 2002.

BRANCALION, Pedro HS et al. Governance innovations from a multi-stakeholder coalition to implement large-scale **Forest Restoration in Brazil**. **World Development Perspectives**, v. 3, p. 15-17, 2016.

BRANDT, Angela J.; SEABLOOM, Eric W.; HOSSEINI, Parvizeh R. Phylogeny and provenance affect plant–soil feedbacks in invaded California grasslands. **Ecology**, v. 90, n. 4, p. 1063-1072, 2009.

BRANDT, Angela J.; SEABLOOM, Eric W. Seed and establishment limitation contribute to long-term native forb declines in California grasslands. **Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1451-1462, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012

BRASIL. Lei nº 6.938/1981, de 31 de agosto de 1981

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000

BRASIL. Decreto Nº 8.972, De 23 De Janeiro DE 2017.

BROOKS, Kristine J.; SETTERFIELD, Samantha A.; DOUGLAS, Michael M. Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.

BUISSON, Elise et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, p. 590-609, 2019.

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.

CANADELL, J. et al. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. **Oecologia**, v. 108, n. 4, p. 583-595, 1996.

CARMONA, R. Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. **Planta daninha**, v. 10, n. 1-2, p. 05-16, 1992.

CARVALHEIRA, Márcio Simões. Avaliação do estabelecimento de espécies de cerrado sentido restrito, a partir do plantio direto de sementes na recuperação de uma cascalheira na Fazenda Água Limpa- UnB. 2007.

CAVA, Mário Guilherme de Biagi et al. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, p. 301-315, 2016.

CHAZDON, Robin L. "Além do desmatamento: restaurando florestas e serviços ecossistêmicos em terras degradadas." **Science** 320.5882 (2008): 1458-1460.

CLEMENT, Matthew S.; CHAMBERS, John E.; JACKSON, Alan P. Dynamical Avenues for Mercury's Origin. I. The Lone Survivor of a Primordial Generation of Short-period Protoplanets. **The Astronomical Journal**, v. 161, n. 5, p. 240, 2021.

CONVENÇÃO PARA A DIVERSIDADE BIOLÓGICA-CBD. Convention on Biological Diversity. **Nações Unidas**, 1992.

CORDEIRO, Alba Orli de Oliveira. Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas. 2019.

CORDEIRO, Alba Orli de Oliveira. Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas. 2019.

CORRÊA, Rodrigo Studart. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado. **Universa**, Brasília, Brazil, 2009.

CORREIA, Joao Roberto et al. Caracterização de ambientes na Chapada dos Veadeiros/Vale do Rio Paraná: contribuição para a classificação brasileira de solos. Embrapa Cerrados-Documents (**INFOTECA-E**), 2001.

CORRÊA, R. S. & CARDOSO, E. S. 1998. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: CORRÊA, R. S. & MELO FILHO, B. (Eds.) **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado. Brasília: Paralelo** 15. p. 101-116.

COUTINHO, André Ganem et al. Efeitos da composição inicial do grupo funcional na trajetória de montagem na restauração de savana. **Applied Vegetation Science** , v. 22, n. 1, pág. 61-70, 2019.

GRMAN, Emily; SUDING, Katharine N. Within-year soil legacies contribute to strong priority effects of exotics on native California grassland communities. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 5, p. 664-670, 2010.

CURY, Roberta TS; CARVALHO JR, Carvalho Junior. Manual para restauração florestal: florestas de transição. **Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia**, 2011.

DANTAS-JUNIOR, A. B.; MUSSO, C.; MIRANDA, H. S. Seed longevity and seedling emergence rate of *Urochloa decumbens* as influenced by sowing depth in a Cerrado soil. **Grass and Forage Science**, v. 73, n. 3, p. 811-814, 2018

D'ANTONIO, Carla M .; VITOUSEK, Peter M. Invasões biológicas por gramíneas exóticas, o ciclo grama / fogo e mudanças globais. **Revisão anual de ecologia e sistemática** , v. 23, n. 1, pág. 63-87, 1992.

DARONCO, Camila; MELO, Antônio Carlos Galvão de; DURIGAN, Giselda. Ecosistema em restauração versus ecosistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar na região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea** , v. 40, n. 3, pág. 485-498, 2013.

DAWSON, JH; BRUNS, VF Longevidade de sementes de Gramínea-arroz, rabo-de-raposa verde e rabo-de-raposa amarelo no solo. **Weed Science** , v. 23, n. 5, pág. 437-440, 1975.

DE ANDRADE, R. P. et al. Formação e manejo de pastagens de capim andropogon. **Embrapa Cerrados-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 1984.

DE CASTRO, Elmar Andrade; KAUFFMAN, J. Boone. Estrutura do ecossistema no Cerrado brasileiro: um gradiente de vegetação de biomassa acima do solo, massa de raízes e consumo pelo fogo. **Jornal de ecologia tropical** , v. 14, n. 3, pág. 263-283, 1998.

DE OLIVEIRA, Renata Evangelista; ENGEL, Vera Lex. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, p. 303-315, 2011.

DE OLIVEIRA, E. B. L. Avaliação de plantio de restauração ecológica por meio da semeadura direta no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. 2017.

DE SOUZA, José Carlos; DE AQUINO MARTINS, Patrick Thomaz; DRUCIAKI, Vinícius Polzin. Uso e cobertura do solo no Cerrado: panorama do período de 1985 a 2019. 2020..

DONAGEMA, Guilherme Kangussú et al. Manual de métodos de análise de solo. **Embrapa Solos-Documentos (INFOTECA-E)**, 2011.

DURIGAN, Giselda; RATTER, James A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 11-15, 2016.

DURIGAN, Giselda. Manual para recuperação da vegetação de cerrado. **Instituto Florestal**, 2003. il. color, 2003.

FELFILI, Jeanine Maria. A chapada dos veadeiros. Biogeografia do bioma Cerrado: vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros (JM Felfili, AV Rezende, MC Silva Júnior, orgs.). **Editora Universidade de Brasília/Finatec**, Brasília, p. 15-23, 2007.

FERREIRA, Maxmiller C.; WALTER, Bruno MT; VIEIRA, Daniel LM. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration ecology**, v. 23, n. 6, p. 723-728, 2015.

FERREIRA, Maxmiller Cardoso; RODRIGUES, Silvia Barbosa; VIEIRA, Daniel Luis Mascia. Regeneration Through Resprouting After Clear-Cutting and Topsoil Stripping in a Tropical Dry Forest in Central Brazil1. **Revista Árvore**, v. 41, 2017.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. In situ and potential CO2 evolution from a Fluventic Ustochrept in southcentral Texas as affected by tillage and cropping intensity. **Soil and Tillage Research**, v. 47, n. 3-4, p. 303-308, 1998.

GARCIA-PAUSAS, Jordi et al. Are soil carbon stocks in mountain grasslands compromised by land-use changes?. In: **High mountain conservation in a changing world**. Springer, Cham, 2017. p. 207-230.

GIBSON-ROY, Paul et al. Expanding horizons for herbaceous ecosystem restoration: the Grassy Groundcover Restoration Project. **Ecological Management & Restoration**, v. 11, n. 3, p. 176-186, 2010.

GONZALEZ, Susana Pires. Contribuição diferencial de quatro famílias de aves dispersoras de sementes na recuperação de habitats florestais. 2011

GONZÁLEZ, Eduardo et al. As espécies indicadoras podem prever os resultados da restauração no início do processo de monitoramento? Um estudo de caso com turfeiras. **Indicadores ecológicos**, v. 32, p. 232-238, 2013.

GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL Decreto Nº 39.469, De 22 De Novembro De 2018 - Dispõe sobre a autorização de supressão de vegetação nativa, a compensação florestal, o manejo da arborização urbana

GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL -Decreto Nº 23.585, De 5 De Fevereiro De 2003 - Dispõe Sobre O Tombamento De Espécies Arbóreo – Arbustivas No Território Do Distrito Federal, E Dá Outras Providências

GRMAN, Emily; SUDING, Katharine N. Os legados do solo dentro de um ano contribuem para os efeitos prioritários dos exóticos nas comunidades de pastagens nativas da Califórnia. **Ecologia da Restauração**, v. 18, n. 5, pág. 664-670, 2010.

GROSSNICKLE, Steven C.; IVETIĆ, Vladan. Direct seeding in reforestation—a field ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 73-81,

GUARIGUATA, Manuel R .; BRANCALION, Pedro HS. **Desafios e perspectivas atuais para governar a restauração florestal**. 2014.

HEDBERG, Petter; KOTOWSKI, Wiktor. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. **Journal for Nature Conservation**, v. 18, n. 4, p. 304-308, 2010.

HIGGINS, Steven I .; BOND, William J .; TROLLOPE, Winston SW. Fogo, rebrota e variabilidade: uma receita para a coexistência de gramíneas e árvores na savana. HOBBS, Richard J .; HARRIS, James A. Ecologia da restauração: reparando os ecossistemas da Terra no novo milênio. **Ecologia da restauração**, v. 9, n. 2, pág. 239-246, 2001.

HOBBS, Richard J .; HIGGS, Eric; HARRIS, James A. Ecossistemas novos: implicações para conservação e restauração. **Tendências em ecologia e evolução**, v. 24, n. 11, pág. 599-605, 2009.

HOBBS, Richard J.; NORTON, David A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. **Restoration ecology**, v. 4, n. 2, p. 93-110, 1996.

HOLL, Karen D. Tropical forest restoration. In: van Andel, Jelte & James Aronson (Eds.). **Restoration ecology**. Malden: Blackwell Publishing; 2012. p. 103-114

HOLMES, Roberta. Recuperação de Áreas Degradadas. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/florestas/comissao-nacional-de-florestas/hist%C3%B3rico/item/8705-recupera%C3%A7%C3%A3o-de%C3%A1reas-degradadas.html>>. Acesso em: 24 out. 2021.

HOFFMANN, William A. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology*, v. 80, n. 4, p. 1354-1369, 1999.

HUGHES, Flint; VITOUSEK, Peter M. Barreiras ao restabelecimento de arbustos após incêndio na zona sazonal submontana do Havaí. **Oecologia**, v. 93, n. 4, pág. 557-563, 1993.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. (INPE) Coordenação Geral De Observação Da Terra. Programa De Monitoramento Da Amazônia E Demais Biomas. – Bioma Cerrado. – Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/cerrado/increments/>. Acesso em: 08 jun. 2021.

INTERAGENCY TECHNICAL TEAM (ITT) Sampling vegetation attributes, interagency technical reference, Teaching. 1996.

KIEHL, Kathrin et al. Introdução de espécies em projetos de restauração - Avaliação de diferentes técnicas para o estabelecimento de pastagens seminaturais no Centro e Noroeste da Europa. **Ecologia Básica e Aplicada**, v. 11, n. 4, pág. 285-299, 2010

KLINK, Carlos Augusto. Effects of clipping on size and tillering of native and African grasses of the Brazilian savannas (the cerrado). **Oikos**, p. 365-376, 1994.

KLINK, Carlos Augusto. Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian cerrado. **Journal of tropical Ecology**, v. 12, n. 1, p. 139-147, 1996.

KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. **A conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LAPOLA, David M. et al. Transição generalizada do sistema de uso do solo brasileiro. **Mudança climática da natureza**, v. 4, n. 1, pág. 27-35, 2014.

LE GUILLOU, Cédric et al. Tillage intensity and pasture in rotation effectively shape soil microbial communities at a landscape scale. **MicrobiologyOpen**, v. 8, n. 4, p. e00676, 2019.

LEHMANN, Caroline ER et al. Deciphering the distribution of the savanna biome. **New Phytologist**, v. 191, n. 1, p. 197-209, 2011.

LEVERKUS, Alexandro B. et al. Semeando ou plantando para revegetar as terras degradadas do mundo: Revisão sistemática e experimentação para abordar questões metodológicas. **Ecologia da Restauração**, p. e13372, 2021.

LOEBMANN, Daniel Gomes dos Santos Wendriner. Classificação fitofisionômica do cerrado no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO, com a aplicação de uma análise combinatória com filtros adaptativos em imagens TM Landsat. 2008.

LLOYD, Jon et al. Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate. **Tree physiology**, v. 28, n. 3, p. 451-468, 2008.

LOPES, Alfredo Scheid. Solos sob " cerrado": características, propriedades e manejo. 1984.

LOPES, Polliana Gomes. Alelopatia em *Lepidaploa aurea* (Asteraceae) como ferramenta de restauração ecológica: potencial para o controle de gramíneas exóticas invasoras no Cerrado. 2016.

MARON, Martine et al. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v. 155, p. 141-148, 2012.

MANTOVANI, Waldir; MARTINS, Fernando Roberto. O método de pontos. **Acta Botanica Brasilica**, v. 4, n. 2, pág. 95-122, 1990.

MATTHEWS, Jeffrey W.; SPYREAS, Greg; ENDRESS, Anton G. Trajectories of vegetation-based indicators used to assess wetland restoration progress. **Ecological applications**, v. 19, n. 8, p. 2093-2107, 2009.

MARTINS, Carlos Romero et al. Impacto da invasão e do manejo do Gramínea-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, p. 73-90, 2011.

MARTINS, Carlos Romero; LEITE, Laércio Leonel; HARIDASAN, Mundayatan. Gramínea-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 28, p. 739-747, 2004.

MACEDO, M.C.M., Zimmer, A.H., Kichel, A.N., Almeida, R.G., Araujo, A.R., 2014. Degradação de pastagens, alternativas de recuperação e renovação, e formas de mitigação. **Encontro adubação pastagens da Scot Consult**. - Tec - Fértil. 158–181

MCDONALD, T. et al. Normas internacionais para a prática da restauração ecológica - incluindo princípios e conceitos-chave (Society for Ecological Restoration: Washington, DC, EUA.). **Soil-Tec**, Inc., © Marcel Huijser, Bethanie Walder, 2016.

MENDONÇA, RC de et al. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. **Cerrado: ecologia e flora**, v. 2, p. 422-442, 2008.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: **Projeto TerraClass Cerrado**. 2015.
<<https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado/projeto-terraclass.html>> acesso em mar. 2020

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília-DF, 2002.< <http://areasprioritarias.mma.gov.br/>> acesso em. ago. 2021

Ministério do Meio Ambiente - MMA, Brasil. Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais. 2020.

Miranda HS (2010) Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do Projeto Fogo. **Ibama, Brasília**, Brazil

Miranda HS, Sato MN, Neto WN, Aires FS (2009) Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. Pages 427–450. In: Cochrane MA (ed) **Tropical fire ecology**. Praxis, Chischester, United Kingdom

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, Erika Regina Prado; SANO, Edson Eyji. Identificação de Cerrado Rupestre por meio de imagens multitemporais do Landsat: proposta metodológica. **Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 1, p. 93-106, 2010.

NELSON, Darrell W .; SOMMERS, Lee E. Carbono total, carbono orgânico e matéria orgânica. **Métodos de análise de solo: Parte 3 Métodos químicos** , v. 5, p. 961-1010, 1996.

NORSWORTHY, Jason K. et al. Reduzindo os riscos de resistência a herbicidas: melhores práticas de manejo e recomendações. **Ciência de ervas daninhas** , v. 60, n. SP1, pág. 31-62, 2012.

OLIVEIRA, Luiz Fernando Coutinho de et al. Intensidade-duração-frequência de chuvas intensas para localidades no Estado de Goiás e Distrito Federal. 2005.

OLIVEIRA, Renata Evangelista de. O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica. 2011.

OVERBECK, Gerhard E. et al. Ecologia da restauração no Brasil - hora de sair da floresta. **Embrapa Pecuária Sul-Artigo em periódico indexado (ALICE)** , 2013.

PACIULLO, Domingos Sávio Campos et al. Características produtivas e qualitativas de pastagem de braquiária em monocultivo e consorciada com estilosantes. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 38, p. 421-426, 2003.

PALMA, Ana Cristina; LAURANCE, Susan GW. A review of the use of direct seeding and PALMER, Margaret A. et al. (Ed.). **Fundamentos da ecologia da restauração**. Washington, DC: Island Press, 2016.

PARSONS, James J. Spread of African pasture grasses to the American tropics. **Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives**, v. 25, n. 1, p. 12-17, 1972.

PEDRO, LO de A.; SILVA, Carlos A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 61, n. 1, p. 119-130, 2001.

PEDROSA, Manoel Victor et al. Importância Ecológica Dos Microrganismos Do Solo. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 22, 2015.

PELLIZZARO, Keiko Fueta et al. Restauração do “Cerrado” por semeadura direta: estabelecimento do campo e crescimento inicial de 75 espécies de árvores, arbustos e gramíneas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 40, n. 3, pág. 681-693, 2017.

PHENGSAVANH, Phonepaseuth; LEDIN, Inger. Efeito do Stylo 184 (*Stylosanthes guianensis* CIAT 184) e do capim-Gamba (*Andropogon gayanus* cv. Kent) em dietas para cabras em crescimento. **Pesquisa Pecuária para o Desenvolvimento Rural**, v. 15, n. 10, 2003.

PILON, Natashi A. Lima; BUISSON, Elise; DURIGAN, Giselda. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 73-81, 2018.

PIVELLO, Vânia Regina; SHIDA, Cláudia Nagako; MEIRELLES, Sérgio Tadeu. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 8, n. 9, p. 1281-1294, 1999.

PIVELLO, Vânia Regina. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos?. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 2, p. 12-25, 2011.

RAMOS-NETO, Mário Barroso; PIVELLO, Vânia Regina. Lightning fires in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental management**, v. 26, n. 6, p. 675-684, 2000.

REEVES, DW O papel da matéria orgânica do solo na manutenção da qualidade do solo em sistemas de cultivo contínuo. **Soil and Tillage Research**, v. 43, n. 1-2, pág. 131-167, 1997.

RIBEIRO, Ana Isabel et al. Cerrados, natureza e sociedade: uma proposta de ensino-aprendizagem para alunos do ensino médio de Orizona, GO. 2019.

RIBEIRO, José Felipe; WALTER, Bruno Machado Teles. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. **Cerrado: ecologia e flora**, v. 1, p. 151-212, 2008.

RODRIGUES, André Santos. Avaliação do programa de educação ambiental das obras de restauração, adequação e duplicação da BR-050 nos municípios de Araguari e Uberlândia/MG **como forma de mitigação e compensação do empreendimento.**, 2013

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; GANDOLFI, Sergius; BRANCALION, Pedro Henrique Santin. **Restauração florestal**. Oficina de Textos, 2015.

ROTHER, Debora C. et al. Como os programas de restauração com orientação legal aumentam a conectividade da paisagem? **Insights da Mata Atlântica brasileira. Tropical Conservation Science** , v. 11, p. 1940082918785076, 2019.

RUIZ-JAÉN, María C .; AIDE, T. Mitchell. Estrutura da vegetação, diversidade de espécies e processos do ecossistema como medidas de sucesso da restauração. **Ecologia e manejo florestal** , v. 218, n. 1-3, pág. 159-173, 2005.

SALAZAR, S. et al. Correlação entre atividades de enzimas no solo sob diferentes práticas de manejo de sistemas florestais. **Engenharia Ecológica** , v. 37, n. 8, pág. 1123-1131, 2011.

SAMPAIO, Alexandre Bonesso et al. Guia de restauração do Cerrado: volume 1: semeadura direta. **Embrapa Cerrados-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2015.

SAMPAIO, Alexandre Bonesso; SCHMIDT, Isabel Belloni. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 2, p. 32-49, 2013.

SAMPAIO, Alexandre B. et al. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. **Ecological Engineering**, v. 138, p. 148-154, 2019.

SANO, Edson E. et al. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SANO, Edson Eyji et al. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa agropecuária brasileira** , v. 43, n. 1, pág. 153-156, 2008.

SANO, Sueli Matiko; DE ALMEIDA, Semiramis Pedrosa; RIBEIRO, José Felipe. Cerrado: ecologia e flora. Brasília, DF: **Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados**, 2008.

SANTOS, Ana Beatriz Peixoto dos. Avaliação da eficiência do plantio direto associado ao controle químico como método de restauração de fitofisionomias savânicas do Cerrado. Universidade de Brasília, Brasil, 2020.

SATO, Margarete Naomi. Efeito a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do Cerrado sensu stricto. Universidade de Brasília, Brasil, 2003.

SCHNEEMANN, Barton; MCELHINNY, Chris. Shrubby today but not tomorrow? Structure, composition and regeneration dynamics of direct seeded revegetation. **Ecological Management & Restoration**, v. 13, n. 3, p. 282-289, 2012.

SCHMIDT, Isabel B. et al. Manejo do fogo no cerrado brasileiro: primeiros passos e caminhos a seguir. **Jornal de ecologia aplicada** , v. 55, n. 5, pág. 2094-2101, 2019a.

SCHMIDT, Isabel B. et al. Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 942-948, 2019b.

SEABLOOM, Eric W. et al. Human impacts, plant invasion, and imperiled plant species in California. **Ecological Applications**, v. 16, n. 4, p. 1338-1350, 2006.

SILVA, Ana Paula Moreira da Organizadora; MARQUES, Henrique Rodrigues Organizador; SAMBUICHI, Regina Helena Rosa Organizadora. **Mudanças no Código Florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei**. 2017.

SILVA, Débora Soraya Martins da; DIAS-FILHO, Moacyr Bernardino. Banco de sementes de plantas daninhas em solo cultivado com pastagens de *Brachiaria brizantha* e *Brachiaria humidicola* de diferentes idades. **Planta Daninha**, v. 19, p. 179-185, 2001.

SILVA, José Salomão Oliveira; HARIDASAN, Mundayantan. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* P. Beauv. e gramíneas nativas do cerrado. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, p. 337-344, 2007.

SILVA, Lucas de Carvalho Ramos; CORRÊA, Rodrigo Studart. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 731-740, 2008.

SILVA, Lucas de Carvalho Ramos; CORRÊA, Rodrigo Studart, 2010. Evolution of substrate quality of a mined area in the Brazilian savanna after revegetation with *Stylosanthes* spp. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 14.8: 835-841.

SILVA, Mariana Rezende de Oliveira. Análise financeira da semeadura e do plantio de mudas arbóreas na restauração ecológica no Cerrado. 2019.

SILVEIRA, Fernando AO et al. Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. **Journal of Applied Ecology**, 2021.

SOARES-FILHO, Britaldo et al. Quebrando o código florestal do Brasil. **Science**, v. 344, n. 6182, pág. 363-364, 2014.

SOARES de ANDRADE, C.M., Garcia, R., Couto, L., Pereira, O.G., de Souza, A.L., 2003. Desempenho de seis gramíneas solteiras ou consorciadas com o *Stylosanthes guianensis* cv. Mineirão e eucalipto em sistema silvipastoril. **Revista Brasileira de Zootecnia** 32.6: 1845-1850.

Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Disponível em www.ser.org. Acesso em 16/02/2012.

SOUZA, C. C. 2002. Estabelecimento e crescimento inicial de espécies em plantios de recuperação de matas de galeria do Distrito Federal. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília. 2002.

STECKEL, Lawrence E. The dioecious *Amaranthus* spp.: here to stay. **Weed Technology**, v. 21, n. 2, p. 567-570, 2007.

SUDING, Katharine N.; HOBBS, Richard J. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 5, p. 271-279, 2009.

SUDING, Katharine N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 42, p. 465-487, 2011.

SUDING, Katharine N.; GROSS, Katherine L.; HOUSEMAN, Gregory R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 1, p. 46-53, 2004.

TOBIAŠOVÁ, Erika. The effect of organic matter on the structure of soils of different land uses. **Soil and Tillage Research**, v. 114, n. 2, p. 183-192, 2011.

TOH, Ing; GILLESPIE, Melina; LAMB, David. O papel das árvores isoladas na facilitação do recrutamento de mudas de árvores em um local degradado de floresta tropical subtropical. **Ecologia da restauração**, v. 7, n. 3, pág. 288-297, 1999.

TROWBRIDGE, Wendy B. The role of stochasticity and priority effects in floodplain restoration. **Ecological applications**, v. 17, n. 5, p. 1312-1324, 2007.

VELDMAN, Joseph W. et al. Biomas gramíneos: uma realidade inconveniente para a restauração florestal em grande escala? Um comentário sobre o ensaio de Chazdon e Laestadius. **American Journal of Botany**, v. 104, n. 5, pág. 649-651, 2017.

VELDMAN, Joseph W. et al. Onde o plantio de árvores e a expansão da floresta são ruins para a biodiversidade e os serviços do ecossistema. **BioScience Journal**, v. 65, n. 10, pág. 1011-1018, 2015.

VENTUROLI, Fabio et al. Incremento de espécies arbóreas em plantio de recuperação de área degradada em solo de cerrado no Distrito Federal. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 1, 2013.

VESK, Peter A.; WESTOBY, Mark. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 2, p. 310-320, 2004.

VIANA, Pedro Lage; Nara Furtado de Oliveira Mota. Guia Prático de Métodos de Campo para Estudos de Flora / Nara Furtado dwOlivmanual-de-restauracao-florestal.pdf. 2011. Disponível em: <<https://www.nature.org/media/brasil/manual-de-restauracao-florestal.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2020.

VIAUD, Valérie et al. Análise em escala de paisagem dos efeitos do sistema de cultivo na qualidade do solo em um contexto de agropecuária. **Agricultura, ecossistemas e meio ambiente**, v. 265, p. 166-177, 2019.

VITOR, Cláudio Manoel Teixeira et al. Rendimento e composição química do capim-braquiária introduzido em pastagem degradada de capim-gordura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, p. 2107-2114, 2008.

VOURLITIS, George L. et al. Seasonal variations in the net ecosystem CO₂ exchange of a mature Amazonian transitional tropical forest (cerradao). **Functional ecology**, v. 15, n. 3, p. 388-395, 2001.

WAINWRIGHT, Claire E .; CLELAND, Elsa E. As espécies exóticas exibem maior plasticidade de germinação e taxas de germinação mais altas do que as espécies nativas em várias pistas. **Invasões biológicas**, v. 15, n. 10, pág. 2253-2264, 2013.

WEST, Darrell C .; SHUGART, Herman H .; BOTKIN, DF (Ed.). Sucessão florestal: conceitos e aplicação. **Springer Science & Business Media**, 2012.

WORTLEY, Liana; HERO, Jean - Marc; HOWES, Michael. Avaliando o sucesso da restauração ecológica: uma revisão da literatura. **Ecologia da restauração** , v. 21, n. 5, pág. 537-543, 2013.