



**REGENERAÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES APÓS
DEGRADAÇÃO SEVERA NO CERRADO**

NATANNA HORSTMANN

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UNB**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**REGENERAÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES APÓS
DEGRADAÇÃO SEVERA NO CERRADO**

NATANNA HORSTMANN

**ORIENTADOR: Dr. DANIEL LUIS MASCIA VIEIRA
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PUBLICAÇÃO: PPGEFL. DM-/2021
BRASÍLIA – DF SETEMBRO DE 2021**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**“REGENERAÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES APÓS
DEGRADAÇÃO SEVERA NO CERRADO”**

NATANNA HORSTMANN

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira
(Orientador)

Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
(Examinador Interno)

Profa. Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz
(Examinadora Externa ao PPG-CFL)

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi
(Suplente Interno)

Dr. Alexandre Bonesso Sampaio
(Suplente Externo ao PPG-CFL)

BRASÍLIA/DF, 10 DE SETEMBRO DE 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

Hr	Horstmann, Natanna Regeneração de comunidades graminóides após degradação severa no Cerrado / Natanna Horstmann; orientador Daniel Luis Mascia Vieira. -- Brasília, 2021. 43 p.
	Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, 2021.
	1. Regeneração natural. 2. Ecologia da restauração. 3. Ecologia do Cerrado. 4. Estrato graminóide. 5. Savanas e campos tropicais. I. Mascia Vieira, Daniel Luis, orient. II. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

HORSTMANN, N. (2021). Regeneração de comunidades graminóides após degradação severa no Cerrado. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2021. 43p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Natanna Horstmann

TÍTULO: Regeneração de comunidades graminóides após degradação severa no Cerrado

GRAU: Mestrado

ANO: 2021

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito da autora.

“É a vida, mais do que a morte, que não tem limites”

Gabriel García Márquez

AGRADECIMENTOS

Agradeço enormemente a todos que promovem o encantamento, ou seja, a política da vida, como diria Luiz Antônio Simas. A defesa da vida se dá de inúmeras maneiras:

Ao acreditar no eterno poder da educação de modificar pessoas, que incidem e constroem realidades. Por isso, agradeço ao Daniel Viera pela sua generosidade durante todo o processo de orientação. Por ter aberto portas, que me levaram ao norte de Minas e ao mundo da restauração ecológica. Aprendi muito com nossas conversas, obrigada por acreditar nesse projeto e por tê-lo apoiado com tanto entusiasmo. Agradeço ao projeto Bem Diverso, pelo suporte e pela rica possibilidade de acompanhar uma rede sociotécnica. Agradeço ao Anderson Sevilha, Nondas Silva, Renan Matias e toda equipe do projeto.

Ao cuidar da terra e do que nela nasce ou rebrota. É defendê-la como fazem os Geraizeiros. Agradeço ao Grupo de Coletores e Restauradores da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras pelo acolhimento e por terem me apresentado a forte história do seu território. Especialmente, agradeço à Fabrícia Santarém, José da Silva, José Arnaldo, Marcos Henrique, Seu Antônio Curiango, Seu Valdir (em memória) e ao Vagner Souza, assim como a todos os Geraizeiros. À escola família agrícola Nova Esperança e à Emater/MG, especialmente ao Ney e ao Taioaba.

Ao proteger o que é de todos. Agradeço ao ICMBio pelo apoio, deixo um agradecimento especial à Neuza, Suzanne, Neusita e Ney, pelo exemplo de trabalho junto às comunidades. A Embrapa Cenargen, principalmente ao José F. M. Valls por compartilhar comigo um pouco do seu imenso conhecimento sobre as gramíneas, ao Bruno Walter pelas conversas e pelos livros, ao Aldicir Scariot e Marcelo Simon pelo apoio e pelas conversas no café, a Bianca Schindler e ao Maurício Figueira pela amizade e pelas dicas de identificação, e a todos os funcionários do Prédio da Botânica e Ecologia, que auxiliaram de inúmeras maneiras este trabalho. Aos amigos e companheiros do grupo de Estudo em Restauração Ecológica: Yolanda, Tâmilis, Max, Ana, Pedro, Bianca, Lucidalva, Nívea, Juliana, Gabriel, Marcos e Sumar, o caminho foi certamente mais fácil com o auxílio de vocês e com as trocas de experiências do nosso grupo. A Universidade de Brasília, por inspirar e engrandecer horizontes. Ao Programa

de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pelo suporte para que este mestrado ocorresse. E a CAPES por viabilizar o trabalho de pesquisa através da bolsa de estudo a mim concedida.

Ao cuidar da vida. Agradeço à minha família, por seguir me ensinando sobre a importância do afeto. À minha mãe, meu pai, irmãs, sobrinhas, sobrinhos e cunhado. Às amigas que alegram os dias: Gegê, Winnie, Júlia, Ana, Aurílio, Fabrício e Bárbara. Um agradecimento especial à Lelê e Luna, pelo cultivo diário do bem querer.

Ao celebrar os capins teimosos, que insistem em existir em condições tão improváveis com tamanha força e delicadeza. Agradeço o muito que eles me ensinaram.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	3
2. JUSTIFICATIVA	11
3. OBJETIVOS	11
3.1. OBJETIVO GERAL	11
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
4. HIPÓTESES	12
5. MATERIAL E MÉTODOS	13
5.1. ÁREA DE ESTUDO	13
5.2. IDENTIFICAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADADAS E CONSERVADAS	18
5.3. COLETA DE DADOS	19
5.4. ANÁLISE DOS DADOS	21
6. RESULTADOS	24
6.1. COBERTURA DAS FORMAS DE VIDA E DE SOLO EXPOSTO	24
6.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES, COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES E ESPÉCIES INDICADORAS	25
6.3. ESTRATÉGIA DE REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES GRAMINÓIDES INDICADORAS	32
7. DISCUSSÃO	34
7.1. COBERTURA DAS FORMAS DE VIDA NAS ÁREAS DEGRADADAS	34
7.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES E COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES NAS ÁREAS DEGRADADAS	36
7.3. ESTRATÉGIA DE REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES GRAMINÓIDES INDICADORAS	38
7.3.1. ESPÉCIES INDICADORAS DA REGENERAÇÃO APÓS DEGRADAÇÃO	40
7.3.2. TRAJETÓRIA DE REGENERAÇÃO EM ÁREAS DEGRADADAS	41
8. CONCLUSÕES	43
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Atributos de espécies graminóides e suas associações com a capacidade de colonizar áreas degradadas.	7
Tabela 2: Porcentagem de cobertura absoluta (média e desvio padrão) das formas de vida e do solo exposto em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto, e em áreas conservadas de campo sujo e Cerrado Típico na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. As formas de vida que foram registradas em um reduzido número de áreas de amostragem e com baixa contribuição em cobertura não foram apresentadas na tabela (Eucalipto e Palmeira). Letras diferentes depois dos valores médios na mesma linha indicam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey HSD (arbusto, árvore, graminóide, trepadeira e solo exposto) ou pelo teste de Bonferroni (subarbusto), $p < 0,05$	24
Tabela 3: Riqueza de espécies graminóides em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto, e em áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. Letras diferentes depois dos valores médios na mesma linha indicam diferenças estatísticas no teste de Tukey HSD, $p < 0,05$	25
Tabela 4: Porcentagem de cobertura relativa (média) e índice de espécie indicadora (IndVal e P valor) das espécies graminóides em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto e em áreas conservadas de Campo Sujo (CS) e de Cerrado Típico (CT) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. As espécies indicadoras de cada área estão em negrito ($p < 0,05$).....	17

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Precipitação total anual média (mm) de 1961 a 2018 para a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. Fonte: World Clim. O ano 1989 foi retirado devido à falha nos dados..... 14
- Figura 2:** Vista panorâmica das áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto (a - d) e pela mineração de quartzo (e - f), e áreas conservadas de Campo Sujo (g) e Cerrado Típico (h) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras..... 17
- Figura 3:** Imagens de satélite (Landsat5, píxel de 30m) com exemplos, delimitados pelos polígonos, de plantio de Eucalipto, plantio de Eucalipto recentemente colhido, área de mineração de quartzo, e áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico com os critérios adotados para a interpretação visual e delimitação das áreas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. 18
- Figura 4:** (a) Localização da área de estudo no Brasil e no bioma Cerrado; (b) localização das áreas de amostragem em áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto e pela mineração, e em áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, com o limite da zona de amortecimento e do bioma Cerrado. 20
- Figura 5:** *Triplot* da MANOVA feito pela RDA com as espécies graminóides, as áreas de amostragem nas áreas degradadas pelo abandono da mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto e em áreas conservadas de Campo Sujo (CS) e Cerrado Típico (CT) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. *Scaling 1, wa scores*. Siglas das espécies que mais contribuíram para a ordenação: Argl - *Aristida glaziovii*, Arlo - *Aristida longifolia*, Arse - *Aristida setifolia*, Axpr - *Axonopus pressus*, Axsi - *Axonopus siccus*, Melo - *Mesosetum loliiforme*, Palo - *Paspalum loefgrenii*, Paca - *Paspalum carinatum*, Paga - *Paspalum gardnerianum*, Rhal - *Rhynchospora albiceps*, Rhca - *Rhynchospora caracasana*, Rhco - *Rhynchospora consanguínea*, Scsc - *Scleria scabra*. 27
- Figura 6:** Mapa de calor da cobertura relativa (escalonada de 0-5) das espécies graminóides por área de amostragem. Espécies delimitadas por linhas pretas foram identificadas como indicadoras das áreas, pela análise IndVal (ver Tabela 3). As áreas foram agrupadas em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela

silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto, e áreas conservadas de Campo Sujo (CS) e de Cerrado Típico (CT), na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. O mapa de calor foi construído com a função *heatmap* do pacote *stats*, os dados foram escalonados de 0-5 pela função *coverscale* do pacote *vegan*. Dentro das áreas, as áreas de amostragem foram organizadas em relação à porcentagem de solo exposto, com os menores valores de solo descoberto localizados à esquerda, dentro de área..... 29

Figura 7: Semente e massa de 100 sementes (MS), produção de sementes (PS), rizoma basal (RB) e túnica (TU) para *Trachypogon spicatus* (a-c); *Mesosetum loliiforme* (d-f); *Aristida glaziovii* (g-i) e *Aristida setifolia* (j-l). Para *T. spicatus* (c) e *M. loliiforme* (f) não foram observadas túnicas (TU), para *A. glaziovii* (i) e *A. setifolia* (l) não foram observados rizomas basais (RB)..... 33

REGENERAÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES APÓS DEGRADAÇÃO SEVERA NO CERRADO

RESUMO

Campos e savanas abrigam parte relevante da biodiversidade global. Há nessas vegetações um estrato rasteiro contínuo, composto por herbáceas e arbustos, em que árvores se distribuem espaçadamente. O Cerrado conta com elevado grau de endemismo, riqueza, e diversidade de espécies no estrato graminóide. Entretanto, mudanças recentes e aceleradas no uso do solo deixaram um extenso legado de áreas degradadas no bioma. Pouco se sabe sobre as respostas do estrato graminóide à degradação, especialmente em condições que comprometem a capacidade de rebrota. Este trabalho buscou entender os potenciais e as limitações da recolonização da vegetação nativa a partir da análise da cobertura por forma de vida, riqueza de espécies, composição de comunidades graminóides e estratégia de regeneração das espécies indicadoras de áreas degradadas e conservadas. O estudo foi realizado na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, MG. Foram realizadas amostragens pelo método de interceptação de pontos em linha em 31 áreas de amostragem localizadas em áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto com baixa (ADE-B) ou moderada porcentagem de solo exposto (ADE-M) e pela mineração de quartzo (ADM), e em áreas conservadas de Cerrado Típico (CT) e Campo Sujo (CS). Para investigar a estratégia de regeneração, foram avaliados: massa e produção de sementes, estrutura de rebrota/reprodução vegetativa e ciclo de vida. Foram realizadas análises de variância para as coberturas por forma de vida e riqueza de espécies; análise de variância multivariada para a composição de comunidades graminóides e análise de espécies indicadoras. ADM teve mais solo exposto e menor cobertura graminóide do que CS e CT e menor cobertura de árvores do que CT. ADE-M e ADE-B não diferiram de CS em relação às formas de vida, mas tiveram menor cobertura de árvores e maior cobertura de graminóides que CT; ADE-M teve mais solo exposto do que CS e CT. A riqueza de espécies graminóides foi similar entre as áreas, mas as comunidades graminóides formadas apresentaram distintas composições. Com elevada produção de sementes com baixa massa e com túnicas, *Aristida setifolia* e *Aristida glaziovi* foram consideradas indicadoras das áreas degradadas; com baixa produção de sementes com elevada massa e com rizomas basais, *Trachypogon spicatus* foi reconhecida como indicadora das áreas conservadas; com produção moderada de sementes com massa intermediária e com rizomas basais, *Mesosetum loliiforme* foi identificada como indicadora de ADE-B e CS. A forma de vida graminóide foi a que mais contribuiu em cobertura e as comunidades graminóides formadas foram distintas nas áreas conservadas e nos tipos e intensidades de degradação, indicando uma amplitude de nicho nesse estrato, que pode ser usada como insumo para a restauração ecológica. Graminóides colonizadoras das áreas mais degradadas promovem o recobrimento rápido do solo e, provavelmente, facilitam o estabelecimento de outras espécies, e devem ser consideradas em projetos de restauração ecológica. Espécies graminóides das áreas conservadas foram capazes de colonizar as áreas menos degradadas, entretanto, algumas espécies permaneceram ausentes. Além de espécies de recobrimento rápido, espécies que asseguram a cobertura do solo em longo prazo, por possuírem estruturas de rebrota, também devem ser incorporadas em projetos de restauração no Cerrado.

Palavras-chave: Restauração ecológica, colonização, persistência, savana, campo.

REGENERATION OF GRAMINOID COMMUNITIES AFTER SEVERE DEGRADATION IN THE BRAZILIAN SAVANNA

ABSTRACT

Grasslands and savannas house a relevant proportion of global biodiversity. In these vegetations there is a continuous ground layer with herbs and shrubs, in which trees are sparsely distributed. Cerrado, the Brazilian savanna, has a high degree of endemism, richness, and species diversity in the graminoid stratum. However, recent and accelerated changes in land use have left an extensive legacy of degraded areas in the biome. Little is known about the responses of the graminoid stratum to degradation, especially when resprout ability is compromised. This study aimed to understand the potentials and limitations of the recolonization of native vegetation by analyzing the coverage by life forms, species richness, community composition of graminoids, and the regeneration strategy of indicator species in degraded and conserved areas. The study was carried out in Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Minas Gerais state, Brazil. Sampling was carried out by the Line-point Intercept method in 31 plots located in areas degraded and abandoned by Eucalyptus silviculture with low (ADE-B) or moderate percentage of bare soil (ADE-M) and by quartz mining (ADM) and in conserved areas of Cerrado Típico (CT) and Campo Sujo (CS). To investigate the regeneration strategy, were evaluated: seed mass and production, resprout structure/vegetative reproduction, and life cycle. Analysis of variance was performed for coverage by life form and species richness; multivariate analysis of variance for the composition of graminoid communities and analysis of indicator species. ADM had more bare soil and less graminoid cover than CS and CT and less tree cover than CT. ADE-M and ADE-B did not differ from CS in terms of life forms, but had less tree cover and greater graminoid cover than CT; ADE-M had more bare soil than CS and CT. The richness of graminoid species was similar between the areas, but the graminoid communities formed showed different compositions. With high seed production with low mass and with tunics, *Aristida setifolia* and *Aristida glazioui* were considered as indicators of degraded areas; with low seed production with high mass and basal rhizomes, *Trachypogon spicatus* was recognized as an indicator of conserved areas; with moderate seed production with intermediate mass and basal rhizomes, *Mesosetum loliiforme* was identified as an indicator of ADE-B and CS. The graminoid life form was the one that contributed the most in coverage and produced different communities in the conserved areas and in the types and intensities of degradation, indicating a range of niches in this stratum, which can be used as a tool in ecological restoration. Graminoids colonizing the most degraded areas promote rapid soil cover and probably facilitate the establishment of other species, and should be considered in ecological restoration projects. Graminoid species from the conserved areas were able to colonize the less degraded areas, however, some species remained absent. In addition to fast-covering species, species that ensure long-term ground cover, by resprout structures, should also be incorporated into restoration projects in Cerrado.

Keywords: Ecological restoration, colonization, persistence, savanna, grassland.

1. INTRODUÇÃO

Campos e savanas abrigam parte relevante da biodiversidade global. Há nessas vegetações um estrato rasteiro contínuo, marcadamente composto por herbáceas e arbustos, em que árvores se distribuem espaçadamente (BOND; PARR, 2010; SCHOLES; ARCHER, 1997). Essa elevada biodiversidade está relacionada aos padrões de precipitação, às variações ambientais e aos distúrbios endógenos, tipicamente fogo e herbivoria (BUISSON et al., 2019; SCHOLES; ARCHER, 1997). A história evolutiva desses biomas selecionou, ao longo do tempo, características morfológicas e estratégias de vida associadas ao crescimento lento, ciclo de vida longo e adaptações relacionadas à capacidade de rebrota e à reprodução vegetativa (PAUSAS et al., 2018; SIMON et al., 2009; VELDMAN et al., 2015).

Cobrindo mais de 2 milhões de km², a savana com maior riqueza de espécies, em nível global, é o Cerrado. Variações nas propriedades do solo conferem ao bioma o caráter de mosaico vegetacional em escala local e regional (MENDONÇA et al., 2008, RIBEIRO; WALTER, 2008): Campos são encontrados em solos mais rasos e menos férteis ou alagados, florestas são comumente encontradas em solos profundos e férteis, enquanto savanas ocupam uma posição intermediária (RIBEIRO; WALTER, 2008). As formações campestre e savânica ocupam a maior área do bioma, onde predomina o estrato herbáceo-arbustivo, que se destaca pela elevada diversidade, alto grau de endemismo e riqueza de espécies, mais de 80% das espécies do Cerrado pertence a esse estrato (AMARAL et al., 2017; FILGUEIRAS, 2002, 2021; MENDONÇA et al., 2008). As famílias de ervas graminóides Poaceae e Cyperaceae merecem destaque, pois figuram entre as mais importantes em riqueza (MENDONÇA et al., 2008) e em cobertura no estrato rasteiro (DE SOUZA et al., 2021; MUNHOZ; FELFILI, 2006, 2009). Além disso, o estrato herbáceo está diretamente associado a serviços ecossistêmicos, como estoque de carbono subterrâneo, estabilização do solo, recarga de água subterrânea e superficial, e abrigo e alimento à fauna (BUISSON et al., 2019; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 1984).

Com elevada riqueza de espécies, com destaque para as endêmicas, o Cerrado encontra-se criticamente ameaçado (MYERS et al., 2000). Mudanças recentes e aceleradas no uso do solo são responsáveis pela conversão de 45% da área original do bioma nas últimas três décadas, com uma taxa média de declínio da vegetação nativa de

0,5% ao ano (ALENCAR et al., 2020). Contrapondo essa tendência, conservar e restaurar áreas são estratégias necessárias e complementares, e que podem se alinhar ao desenvolvimento econômico da região, na medida em que exista interesse político e dos setores envolvidos em salvaguardar o bioma, sua sociobiodiversidade, e a segurança hídrica nacional (STRASSBURG et al., 2017).

Engajamento em prol do Cerrado se faz ainda mais necessário dada a baixa importância e proteção historicamente concedidas por governos a ecossistemas não florestais (OVERBECK et al., 2015). Isso pôde ser observado em iniciativas de restauração ecológica no bioma, que inicialmente direcionaram-se ao estrato arbóreo, mesmo quando a vegetação originária da área não era dominada por espécies arbóreas (SCHMIDT et al., 2019). Esse panorama tem se alterado na última década, dado o reconhecimento crescente da importância dos biomas campestres e savânicos a nível global (BOND; PARR, 2010; SILVEIRA et al., 2020). Nesse sentido, alguns métodos de restauração ecológica vêm sendo testados levando em conta o estrato herbáceo, especialmente sementeira direta, reprodução vegetativa, transferência de *topsoil* e de feno (COUTINHO et al., 2019; FERREIRA; WALTER; VIEIRA, 2015; LE STRADIC; BUISSON; FERNANDES, 2014; PELLIZZARO et al., 2017; PILON et al., 2019; PILON; BUISSON; DURIGAN, 2018; SAMPAIO et al., 2019).

Para que este estrato possa ser adequadamente incorporado às práticas de restauração, é preciso avançar no entendimento dos fatores limitantes dos principais processos ecológicos envolvidos no seu estabelecimento (BUISSON et al., 2021). Entretanto, apesar da existência de mais de 250 mil hectares de áreas em regeneração no Cerrado (MAPBIOMAS, 2017), pouco se sabe sobre as trajetórias dessas áreas, especialmente quando o potencial de regeneração por rebrota foi perdido com o uso intensivo do solo, como em áreas mineradas (extração de cascalho, calcário, metais, pedras preciosas, entre outros) ou dedicadas à agricultura e silvicultura. Entender as respostas do estrato graminóide a distúrbios é uma informação importante para subsidiar a restauração ecológica no bioma.

RESPOSTAS A DISTÚRBIOS SEVEROS

O alto potencial de regeneração no Cerrado é uma resposta evolutiva ao fogo. A principal via de regeneração baseia-se nas estruturas subterrâneas de reserva e banco de

gemas, localizados geralmente abaixo do solo, onde a temperatura durante a passagem do fogo sofre aumentos discretos (MIRANDA et al., 1993; PAUSAS et al., 2018; VELDMAN et al., 2015). Essas estruturas conferem ao estrato herbáceo-arbustivo a capacidade de rebrota e de reprodução vegetativa após a passagem do fogo, promovendo a resiliência nesses ecossistemas (PILON et al., 2020).

Entretanto, boa parte do uso e degradação no Cerrado causam perturbações drásticas no solo e redução na capacidade de rebrota. Degradações intensas, como a mineração, removem camadas do solo juntamente com o banco de gemas, alteram a estrutura, fertilidade, capacidade de infiltração e as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (MARTINS, 1996). A agricultura elimina a parte aérea e os órgãos subterrâneos da vegetação nativa por meio da intensa mecanização do solo e do uso de herbicidas, que tem como objetivo eliminar as plantas nativas dos cultivos agrônômicos. Aliado a isso, há modificações na fertilidade, adicionando nutrientes, como nitrogênio e fósforo, favorecendo assim espécies exóticas invasoras em detrimento das espécies herbáceas nativas (BUSTAMANTE et al., 2012). A silvicultura transforma o solo da maneira similar à agricultura, as práticas mecânicas envolvidas no estabelecimento e na colheita dos plantios, como a retirada dos tocos, revolvem o solo em profundidade (SCHMIDT et al., 2019). Adicionalmente, a silvicultura promove a perda de espécies pelo sombreamento, visto que muitas espécies típicas de campos e savanas são intolerantes a essa condição (BOND; PARR, 2010). Como consequência, essas degradações extirpam ou comprometem severamente os mecanismos que promovem a persistência por rebrotas.

Portanto, a regeneração nessas áreas sem potencial de rebrota, ou seja, severamente degradadas passa a depender da habilidade das espécies em colonizá-las. Observa-se no Cerrado uma rápida colonização por espécies exóticas invasoras em áreas degradadas, especialmente quando a degradação promove aumentos nos níveis de fertilidade e em condições de maior umidade do solo (MUSSO et al., 2020; SAMPAIO et al., 2019; SCHMIDT et al., 2019). As espécies exóticas invasoras inibem a regeneração natural (CAVA et al., 2018) ao utilizarem os recursos de maneira mais eficiente (MUSSO et al., 2020) e se estabelecerem mais rapidamente, quando comparadas às nativas (HOFFMANN; HARIDASAN, 2008; KLINK, 1996), modificam e estabelecem uma retroalimentação positiva com a frequência e a intensidade do fogo, e excluem competitivamente espécies herbáceas típicas do bioma (PIVELLO; SHIDA;

MEIRELLES, 1999). Em geral, a fase inicial de restabelecimento em campos e savanas secundários conta com espécies exóticas e ruderais não típicas dos ecossistemas conservados, que podem persistir durante décadas (NERLEKAR; VELDMAN, 2020). Uma vez estabelecidas, essas espécies alteraram processos e podem manter o ecossistema em um estado estável degradado (SUDING; GROSS; HOUSEMAN, 2004).

O restabelecimento de espécies graminóides nativas é considerado lento, incompleto ou até mesmo inexistente após degradações que envolvem distúrbios severos no solo (BUISSON et al., 2019). Estima-se que vários séculos são necessários para que campos e savanas secundários recuperem a riqueza de espécies, mais tempo ainda seria necessário para a recuperação da composição da comunidade (NERLEKAR; VELDMAN, 2020). Essa baixa resiliência está relacionada ao *trade-off* entre a habilidade de colonização e de persistência, que impõe um restabelecimento lento nesses ecossistemas (NERLEKAR; VELDMAN, 2020). A estratégia de persistência típica de campos e savanas conta com investimento em órgãos subterrâneos de reserva, crescimento lento, ciclo de vida longo (PAUSAS et al., 2018; VELDMAN et al., 2015), e que ocorre à custa da capacidade de colonização por semente (VELDMAN et al., 2015; ZALOUMIS; BOND, 2011). Isso pode ser observado no banco de sementes do solo do Cerrado, que conta com uma baixa densidade de sementes viáveis de monocotiledôneas, como consequência do alto número de sementes não fertilizadas ou com desenvolvimento incompleto (ANDRADE; MIRANDA, 2014), e cuja capacidade de dispersão por sementes é entendida como limitada (LE STRADIC; FERNANDES; BUISSON, 2018).

RESPOSTAS DO ESTRATO GRAMINÓIDE À DEGRADAÇÃO

Apesar do consenso construído na literatura sobre a baixa capacidade de colonização por sementes para espécies do Cerrado, é possível que exceções possam ser observadas no estrato graminóide. Há uma variação considerável em atributos de sementes e de estabelecimento inicial em espécies de gramíneas nativas (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013; MUSSO et al., 2014; RAMOS et al., 2017), que podem resultar em distintas habilidades em colonizar áreas degradadas (Tabela 1).

Atributos de história de vida como produção de sementes, síndrome de dispersão, germinação, ciclo de vida podem auxiliar na compreensão dos mecanismos envolvidos no sucesso, ou não, das espécies em colonizar áreas degradadas (JIMÉNEZ-

ALFARO et al., 2016; KIRKMAN et al., 2004; WEIHER et al., 1999). Para que a colonização aconteça é preciso se dispersar para novos locais, estabelecer-se e, uma vez estabelecidas, persistir (WEIHER et al., 1999), superando os filtros bióticos e abióticos impostos pela degradação (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; TEMPERTON et al., 2004). Nesse sentido, alguns atributos podem até ser interpretados como preditores do potencial de colonização de espécies em áreas degradadas (KIRKMAN et al., 2004).

Tabela 1: Atributos de espécies graminóides e suas associações com a capacidade de colonizar áreas degradadas.

Atributo	Relação com a habilidade de colonização
Produção de sementes	Alta produção de sementes, encontrada em gramíneas com maior investimento em biomassa aérea (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013) representa maiores chances de gerar pressão de propágulo.
Síndrome de dispersão	Espécies anemocóricas e autocóricas têm a dispersão favorecida (BATALHA; MARTINS, 2004; MUNHOZ; FELFILI, 2007), dispersão em longa distância aumenta as chances dos diásporos chegarem às áreas degradadas.
Massa da semente	Sementes leves (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013) podem ter a dispersão potencializada.
Germinação	Espécies capazes de germinar em grandes oscilações térmicas, típicas de solo exposto (MUSSO et al., 2014), podem ser capazes de germinar em áreas degradadas.
Ciclo de vida	Espécies de ciclo curto apresentam maiores investimentos em sementes (SIMPSON et al., 2021), quando comparadas às espécies de ciclo longo, com capacidade de rebrota.

Produção de sementes

A produção de flores no estrato herbáceo concentra-se no período mais seguro em relação à disponibilidade hídrica, na estação chuvosa, com pico geralmente no final dessa estação (BATALHA; MARTINS, 2004). Entretanto, embora a reprodução de gramíneas nativas do bioma se inicie na estação chuvosa, os eventos reprodutivos não se limitam a essa estação, especialmente em comunidades de fisionomias mais abertas, que possibilitam um espectro mais amplo de estratégias fenológicas (MONASTERIO; SARMIENTO, 1976). RAMOS (2010) observou uma reprodução escalonada de gramíneas e propôs três grupos - ou guildas - fenológicos: espécies não sazonais, com períodos longos e assíncronos de reprodução (alcançando 10 meses de floração); sazonais precoces e sazonais tardias, ambas sincrônicas, mas divergindo em relação ao início do período reprodutivo no começo ou no final da estação chuvosa, respectivamente. A reprodução em gramíneas não está limitada à estação chuvosa, visto que para algumas espécies ocorre também no período seco, e parece ter evoluído em

resposta diversos fatores, como predação, dispersão e competição interespecífica (RAMOS, 2010).

Embora não exista uma relação clara entre a fenologia reprodutiva e o investimento em sementes em gramíneas, a produção de sementes parece estar relacionada a outros atributos, como a partição de recursos. São descritos distintos padrões de alocação de recursos: alocação indiferenciada, maior biomassa na raiz e maior biomassa na parte aérea (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013). Neste último, verificou-se um maior investimento na floração e produção de sementes, espécies com essa estratégia florescem em períodos curtos, iniciando durante o primeiro ano de vida, como em *Aristida setifolia* Kunth e *Gymnopogon foliosus* (Willd.) (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013).

Dispersão

Os padrões de dispersão são fortemente influenciados pela sazonalidade climática no Cerrado (BATALHA; MANTOVANI, 1999; BATALHA; MARTINS, 2004; MUNHOZ; FELFILI, 2007). A dispersão dos diásporos ocorre ao longo do ano, de acordo com a síndrome de dispersão das espécies. Em fitofisionomias mais abertas, como o Campo Sujo, predominam espécies herbáceas com síndrome de dispersão anemocórica (TANNUS; ASSIS; MORELLATO, 2006), que assim como as espécies autocóricas produzem frutos secos e os dispersam de maneira mais eficiente durante a estação seca (BATALHA; MARTINS, 2004; MUNHOZ; FELFILI, 2007), favorecidas pelo vento. Espécies zoocóricas dispersam seus frutos durante a estação chuvosa (BATALHA; MANTOVANI, 1999; MUNHOZ; FELFILI, 2007), com destaque para a ornitocoria e mirmecocoria entre as herbáceas (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016). Nesse sentido, espécies graminóides dispersas pelo vento podem gerar maiores pressões de propágulo e ter mais chances de chegar até as áreas degradadas.

Atributos das sementes

O fogo influencia a germinação em gramíneas nativas. A tolerância a pulsos de calor de 80°C é relativamente comum, espécies com dormência fisiológica toleram maiores temperaturas (110°C) quando comparadas às não dormentes (RAMOS et al., 2016). A fumaça produzida durante o fogo promove aumento na germinação e no crescimento radicular inicial em algumas espécies, como as observadas no gênero

Aristida (RAMOS et al., 2019). Após a passagem do fogo, são esperadas oscilações térmicas promovidas pelo solo exposto, que produzem aumentos ou diminuições na germinação em gramíneas (MUSSO et al., 2014), indicando distintos requerimentos para que a germinação ocorra. A luz geralmente estimula a germinação em gramíneas (CARMONA; MARTINS; FÁVERO, 1998), pois indica que a semente está na superfície do solo, uma informação importante dado o tamanho reduzido das sementes. Sementes enterradas se mantêm dormentes para evitar a germinação em camadas profundas, o que não possibilitaria a emergência das plântulas. Entretanto, exceções podem ser encontradas em espécies com morfologia que favorece o enterro ativo das sementes, que são capazes de germinar na ausência de luz, especialmente na presença de fumaça gerada durante eventos de fogo (RAMOS et al., 2019).

Há uma grande variação na porcentagem de sementes férteis, entre 6,0 e 94,2%, e nas porcentagens de germinação, entre 11,0 e 98,8% em gramíneas (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013). A variação na germinação pode ser explicada, ao menos em parte, pela presença de dormência, que além de adaptação ao fogo, é apontada como mecanismo pelo qual a emergência de plântulas na estação seca é evitada. Espécies dispersas tardiamente na estação chuvosa apresentam maiores níveis de dormência quando comparadas a gramíneas dispersas no começo da estação chuvosa (RAMOS et al., 2017). A distribuição da germinação ao longo do tempo promovida pela dormência também pode evitar a competição entre gramíneas com menor capacidade de dispersão, maiores níveis de dormência foram encontrados em espécies com dispersão em curta distância, barocóricas, quando comparadas a espécies com dispersão em longa distância, anemocóricas (RAMOS et al., 2017). Em geral, o tempo necessário para a superação da dormência é o intervalo entre a dispersão e o início da próxima estação chuvosa, aumentos na germinação após 6 meses de armazenamento foram observados em gramíneas de Campo Sujo, entretanto, períodos maiores de armazenamento podem não ser possíveis, dado que aos 9 meses de armazenamento foram observados aumentos na mortalidade nas sementes (RAMOS et al., 2017). Porém, há gramíneas que mantêm a viabilidade mesmo após dois anos de armazenamento (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013), indicando uma amplitude nos limites para da viabilidade.

A partir dos atributos de germinabilidade, número de sementes férteis, massa da semente e tempo médio de germinação, AIRES; SATO; MIRANDA (2013) propõem quatro estratégias para as gramíneas do Cerrado. A primeira estratégia conta com

germinação rápida e um grande número de sementes leves, como um *trade-off* para a germinação baixa ou uma alta porcentagem de sementes estéreis (seleção *r*, *sensu* PIANKA, 1970). A segunda estratégia contou com menos sementes por grama, mas taxas de germinação mais altas, indicando maior qualidade da semente (estratégia *K*, *sensu* PIANKA, 1970). A terceira estratégia observada conta com poucas sementes grandes e com baixa taxa de germinação, sugerindo outros mecanismos de reprodução, que não a sexuada. E a quarta estratégia com sementes leves, germinação baixa e lenta, sugerindo germinação dispersa ao longo da estação chuvosa.

Ciclo de vida

Espécies anuais e perenes de gramíneas co-ocorrem no Cerrado; FILGUEIRAS (2021) cita 82 espécies anuais e 387 perenes. O papel de espécies de ciclo curto, anuais ou perenes, na dinâmica de campos e savanas é pouco conhecido (VELDMAN et al., 2015). Entretanto, gramíneas anuais, que tem a semente como estratégia de regeneração, estão envolvidas nas respostas à herbivoria promovida pelo pastejo (DÍAZ et al., 2007) e ao fogo, quanto este ocorre com elevada frequência (SIMPSON et al., 2021). Além disso, espécies de ciclo de vida curto e colonização rápida podem desempenhar um papel importante na dinâmica de áreas degradadas ao recobrirem rapidamente o solo e facilitarem o estabelecimento de espécies perenes de ciclo longo pela alteração das condições ambientais (FENSHAM et al., 2016). É possível que distintas estratégias de regeneração sejam observadas em espécies de ciclo curto e de ciclo longo, e que em conjunto contribuam para a resiliência do ecossistema.

2. JUSTIFICATIVA

O estrato graminóide do Cerrado é rico e diverso (AMARAL et al., 2017; FILGUEIRAS, 2021) e está associado a serviços ecossistêmicos essenciais ao bioma. Com um sistema radicular extenso e ramificado, o estrato herbáceo promove a estabilização do solo, a condução e recarga de água subterrânea e superficial e o estoque de carbono subterrâneo (LE STRADIC; BUISSON; FERNANDES, 2014). Entretanto, a degradação do Cerrado é um evento recente e acelerado, da área original do bioma, 45% já foram convertidos em agricultura, pastagens, silvicultura, mineração nas últimas três décadas (ALENCAR et al., 2020). Apesar da extensão das áreas degradadas, pouco se sabe sobre as respostas do estrato graminóide a distúrbios severos, ou seja, aqueles que comprometem a capacidade de rebrota. É possível que estratégias distintas de recolonização após a degradação sejam observadas, dada a variação em atributos relacionados às etapas iniciais que influenciam o estabelecimento das espécies (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013; MUSSO et al., 2014; RAMOS et al., 2017, 2019). Portanto, entender os potenciais e limitações da recolonização nesse estrato é um importante subsídio para a restauração ecológica do Cerrado.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Investigar as respostas do estrato graminóide a distúrbios severos a partir da análise dos padrões de cobertura, riqueza de espécies e composição de comunidades graminóides, e a estratégia de regeneração de espécies indicadoras de áreas degradadas e conservadas do Cerrado.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

I. Comparar a cobertura do estrato graminóide e demais formas de vida, além de solo exposto em áreas degradadas e abandonadas pela mineração e pela silvicultura de Eucalipto, e em áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico.

II. Comparar a riqueza de espécies e a composição de comunidades graminóides, assim como analisar se há espécies indicadoras das áreas degradadas e abandonadas pela mineração e pela silvicultura de Eucalipto, e das áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico.

III. Descrever a capacidade de recolonização a partir das estratégias de regeneração em relação à produção e massa de sementes, presença de estruturas de rebrota e de reprodução vegetativa, e ciclo de vida para as espécies indicadoras de áreas degradadas e abandonadas pela mineração e pela silvicultura de Eucalipto, e nas áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico.

4. HIPÓTESES

I. Espera-se que a forma de vida graminóide restabeleça a cobertura nas áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto de forma mais acentuada do que nas áreas degradadas e abandonadas pela mineração.

II. Espera-se que a área degradada e abandonada pela mineração possua menor riqueza de espécies e apresente uma comunidade graminóide com composição mais distinta das áreas conservadas, seguida pela área degradada e abandonada pela silvicultura de Eucalipto.

III. Espera-se encontrar um gradiente de respostas aos distúrbios. De um lado, espera-se maior capacidade de colonização por espécies graminóides anuais ou perenes com elevada produção de sementes leves e com estruturas de rebrota ou de reprodução vegetativa ausentes ou pouco desenvolvidas. Do outro lado, espera-se uma menor capacidade de colonização por espécies perenes, com baixa produção de sementes pesadas e com presença de estruturas de rebrota ou de reprodução vegetativa.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras (RDSNG), localizada ao norte do estado de Minas Gerais, com as coordenadas centrais 15°21'38 S e 42°25'40 O. A RDSNG situa-se ao norte da cadeia do Espinhaço e é delimitada pelos municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo, conta com mais de 38 mil hectares e uma zona de amortecimento de 10 km a partir do limite da unidade de conservação (BRASIL, 2014).

O tipo climático predominante na região é o quente semi-úmido (IBGE, 2002), com temperatura média anual de 20-22 °C (ALVARES et al., 2013). A região concentra as menores classes de precipitação e as maiores frequências de veranicos, isto é, períodos secos durante a estação chuvosa, do Cerrado (SILVA et al., 2008). A precipitação anual média da RDSNG foi de 812 mm para a série histórica de 1961–2018, com mínimo de 475 mm em 1990 e máximo de 1.315 mm em 1979 (dados extraídos de World Clim, FICK; HIJMANS, 2017; Figura 1). A precipitação se distribui entre Outubro a Abril, 95% da precipitação ocorre nesse intervalo, cabe ressaltar a elevada sazonalidade da região, dado que os meses de Novembro a Fevereiro concentram 69,1% da precipitação anual (dados extraídos de World Clim, FICK; HIJMANS, 2017).

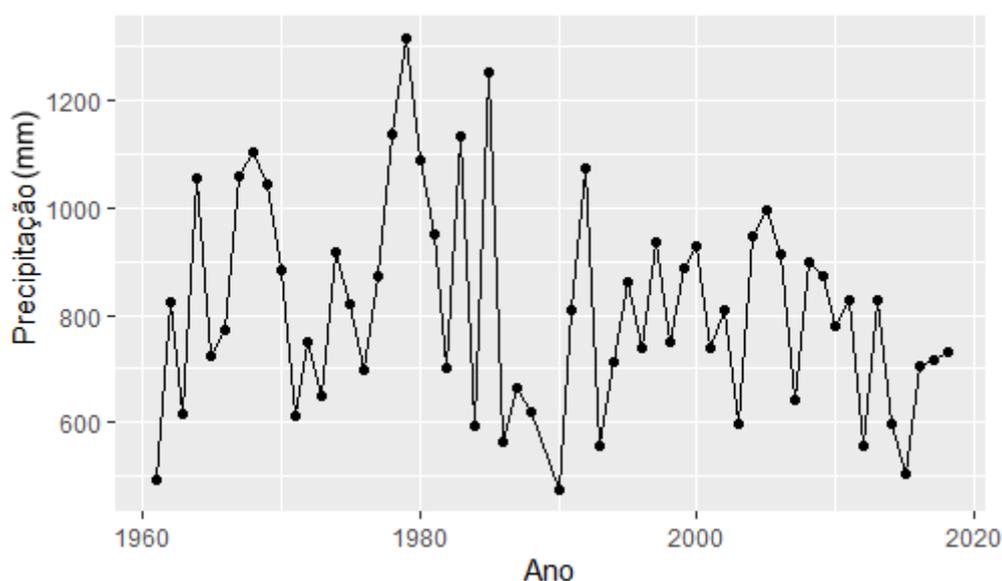


Figura 1: Precipitação total anual média (mm) de 1961 a 2018 para a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. Fonte: World Clim. O ano 1989 foi retirado devido à falha nos dados.

A altitude na RDSNG varia de 766 até 1173m, as chapadas ocupam as posições mais altas da paisagem. Os solos predominantes nas chapadas variam em relação à porcentagem de areia, localização no relevo e profundidade. Solos arenosos e profundos como o Neossolo Quartzarênico predominam em relevo plano a suave ondulado, Latossolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico com textura média e argilosa prevalecem em relevo suave ondulado e o Cambissolo Háplico cascalhento com textura média a argilosa ocorre em porções onduladas do relevo (CORREIA et al., 2007).

A vegetação característica das chapadas é o Cerrado Sentido Restrito, dentre suas variações, predomina o Cerrado Típico (RIBEIRO; WALTER, 2008). Entretanto, em chapadas mais altas, acima de 1.100 m de altitude, a vegetação torna-se mais aberta, dominada por espécies graminóides e subarbustos, com árvores ausentes ou raras, formando vegetações campestres, especialmente o Campo Sujo (RIBEIRO; WALTER, 2008). Nas encostas das chapadas, em Cambissolos Háplicos e Latossolos Vermelho-Amarelos, localizam-se os Carrascos, caracterizados pela alta densidade de indivíduos lenhosos e entendidos como uma vegetação de transição entre o Cerrado e a Caatinga (CORREIA et al., 2007). Há Matas de Galeria acompanhando as drenagens dos cursos d'água nas posições mais baixas do relevo.

A RDSNG foi criada por decreto em 2014 como resultado de uma longa mobilização popular Geraizeira em defesa do seu território. Dentre os objetivos da unidade estão: a proteção das nascentes e das áreas comuns de extrativismo, a conservação da biodiversidade local e a garantia do acesso ao território por parte das comunidades tradicionais (BRASIL, 2014). Há um longo histórico de extrativismo nas chapadas do território do Alto Rio Pardo pelas comunidades Geraizeiras, com coleta de frutos para uso familiar e comercialização regional (MAZER, 2016). Outra prática tradicional da região é criação de gado extensiva, conhecida como solta de gado nas chapadas, que durante a estação chuvosa, alimenta-se das gramíneas nativas (NOGUEIRA, 2009).

A partir da década de 1970 o uso tradicional do Cerrado foi sendo intensamente substituído por plantios de Eucalipto. Nesta ocasião, foram realizados arrendamentos de extensas áreas de chapada para cultivos de Eucalipto, para a produção de carvão

(BRITO, 2013). Em toda a região norte de Minas Gerais, mais de 70 mil hectares de terras, majoritariamente de uso comunal ou de posse de agricultores, foram concedidos às empresas de base florestal pelo governo estadual (BRITO, 2013). Os primeiros contratos de arrendamento datam de 1975 e tinham como tempo de duração de 23 a 25 anos (BRITO, 2013). A supressão da vegetação nativa para o estabelecimento dos plantios de Eucalipto se deu majoritariamente nas chapadas, pois seu relevo plano facilita a mecanização e os solos profundos satisfazem a cultura do Eucalipto. O estabelecimento dos plantios de Eucalipto promoveu profundas mudanças no acesso ao território e aos recursos naturais, considerados estratégicos para a reprodução social dos Geraizeiros (NOGUEIRA, 2009).

A dinâmica do cultivo de Eucalipto na região norte de Minas Gerais pode ser entendida a partir de uma sequência de ações (BRITO, 2013). De acordo com esta autora, o processo tem início com a supressão da vegetação nativa com o uso de “correntões”. Estratégia amplamente utilizada no Cerrado e que consiste em manter uma corrente esticada entre dois tratores que se deslocam paralela e simultaneamente ao encontro da vegetação, derrubando-a. Na sequência, frequentemente, a vegetação derrubada é organizada em leiras e queimada, para acelerar o estabelecimento dos plantios. Após alguns anos de plantio, comumente sete anos, realizava-se a colheita. Há relatos de condução de rebrotas e destocamento, isto é, retirada dos tocos e raízes que sobram abaixo do corte do Eucalipto, que poderia ser seguido, ou não, de outro plantio.

Durante a década de 1986 e 1996 houve uma grande expansão dos plantios de Eucalipto na área onde hoje é a RDSNG, e no período seguinte houve diminuição das áreas dedicadas ao Eucalipto (CERQUEIRA, 2014). Na medida em que os conflitos com os Geraizeiros se acirraram, os incentivos fiscais diminuíram e os contratos de arrendamento passaram a não ser renovados, iniciou-se o processo de abandono das áreas de plantio de Eucalipto após a colheita (BRITO, 2013). Atualmente, há um mosaico de áreas degradadas, pela colheita e destoca de Eucalipto, e abandonadas com diferentes idades na RDSNG (Figura 2 a-d).

Mais recentemente, áreas de mineração de quartzo localizadas na quebra das chapadas, somaram-se às áreas degradadas da RDSNG. Essas áreas de mineração não contaram com processo de licenciamento ambiental junto ao órgão gestor da unidade, ICMBio. A extração de quartzo é, geralmente, realizada com o auxílio de

retroescavadeiras, formando um terreno acidentado, com escavações de onde o material foi extraído e pilhas de rejeito do material. Nesse terreno irregular, eventualmente encontram-se algumas ilhas de vegetação, com poucos metros quadrados de área (Figura 2 e-f).

Dada as características das atividades empregadas no cultivo do Eucalipto ou na mineração de quartzo, seja pelo sombreamento promovido pelas árvores de Eucalipto, pelas práticas de mecanização envolvidas na implantação dos povoamentos, na colheita e na retirada dos tocos ou pela extração de quartzo, que remove camadas de solo, entende-se que o banco de sementes e de gemas do solo foi severamente prejudicado por ambas as atividades antrópicas.



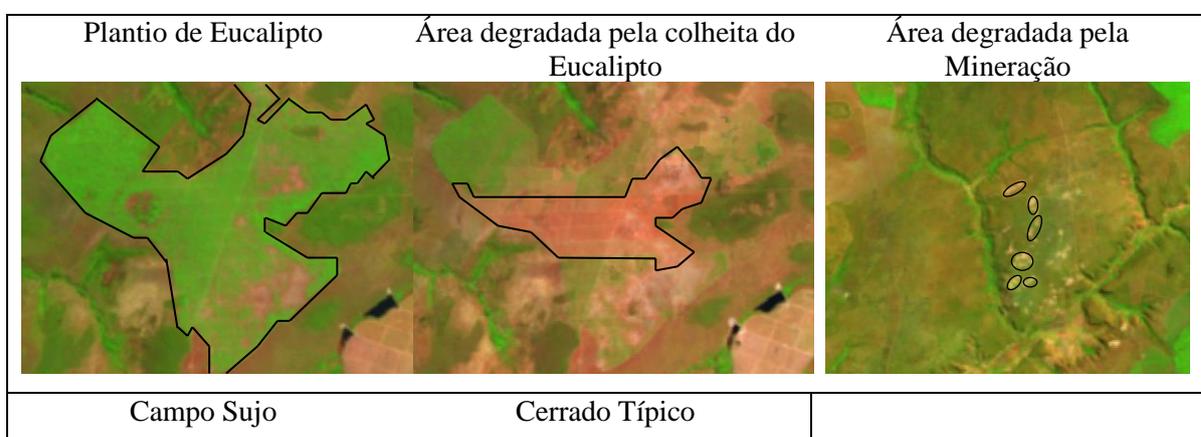
Figura 2: Vista das áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto (a - d) e pela mineração de quartzo (e - f), e áreas conservadas de Campo Sujo (g) e Cerrado Típico (h) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras.

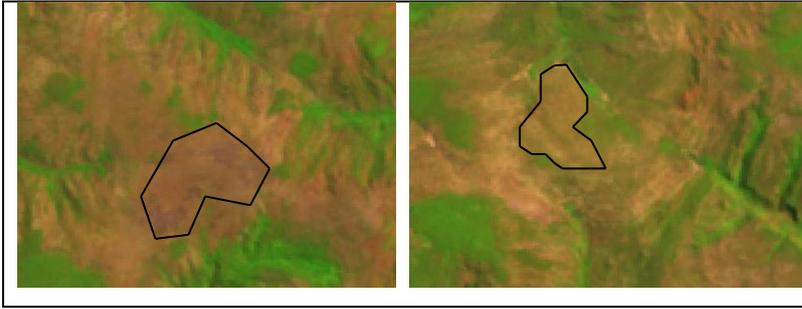
5.2. IDENTIFICAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADADAS E CONSERVADAS

Para identificação das áreas degradadas e conservadas na RDSNG foram utilizadas imagens *Surface Reflectance* de satélites do programa *Landsat* (5, 7 e 8), com correção geométrica, atmosférica e nível TIERS1. Foram gerados mosaicos das imagens a partir da mediana de cada píxel, em cada banda, para o período de 15/06 a 15/11 de cada ano da série histórica 1985-2019. Esse período compreende a estação seca no Cerrado, que permite a obtenção de imagens sem nuvens. A composição de bandas utilizada foi RGB543 para as imagens *Landsat* 5 e 7 e RGB653 para *Landsat* 8. A plataforma *Google Earth Engine* foi utilizada para gerar os mosaicos das imagens.

Inicialmente, foi realizada a delimitação espacial das áreas degradadas e conservadas da RDSNG, para orientar a seleção das áreas de amostragem em campo. Foi possível estabelecer critérios para identificar as áreas degradadas e abandonadas pela mineração e pela silvicultura de Eucalipto por meio da interpretação visual da série histórica de imagens de satélite. Verificou-se a implantação dos plantios de Eucalipto, colheita e abandono das áreas, que então foram consideradas degradadas (Figura 3). As assinaturas espectrais do solo exposto e das distintas coberturas na estação seca, assim como a altitude, foram utilizadas para identificar as áreas conservadas. Além disso, as presenças de limites geométricos, de talhões ou de cavas pela mineração auxiliaram a delimitação das áreas degradadas. Todas as áreas delimitadas no mapeamento por sensoriamento remoto foram validadas em campo.

Figura 3: Imagens de satélite (Landsat5, píxel de 30m) com exemplos, delimitados pelos polígonos, de plantio de Eucalipto, plantio de Eucalipto recentemente colhido, área de mineração de quartzo, e áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico com os critérios adotados pela interpretação visual e delimitação das áreas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras.





Assim, 31 áreas foram estabelecidas (Figura 4). Foram registradas 13 áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto (ADE), com distintas idades de abandono estimadas pela interpretação visual das imagens (mediana 21 anos, máximo 32 anos, mínimo 8 anos). Também foram identificadas cinco áreas degradadas e abandonadas pela mineração de quartzo (ADM) (mediana 3 anos, máximo 8 anos, mínimo 2 anos de abandono). Ambos os tipos de áreas degradadas, de forma geral, estavam circundadas por vegetação nativa. Ao todo foram escolhidas oito áreas conservadas de Cerrado Típico (CT) e cinco de Campo Sujo (CS).

5.3. COLETA DE DADOS

A amostragem de cobertura de vegetação foi realizada com o método de interceptação de pontos em linha (HERRICK et al., 2016). Nesse método, cada ponto é amostrado com o auxílio de uma vareta disposta perpendicularmente ao solo e registram-se as formas de vida que tocam a vareta, uma vez que essas recobrem o solo no ponto analisado. Cabe ressaltar que pode haver mais de uma forma de vida ou espécie graminóide em um mesmo ponto. Assim, para cada área de amostragem foram avaliadas cinco linhas de 25 m, dispostas paralelamente a 20 m de distância uma das outras, totalizando 125 m lineares de esforço amostral. Na ausência de cobertura ou na presença de cobertura morta, tipicamente palhada, foi atribuída ao ponto a categoria solo exposto. Os dados do estrato graminóide (Cyperaceae e Poaceae) foram coletados usando a mesma metodologia, entretanto, os toques foram registrados ao nível de espécie.

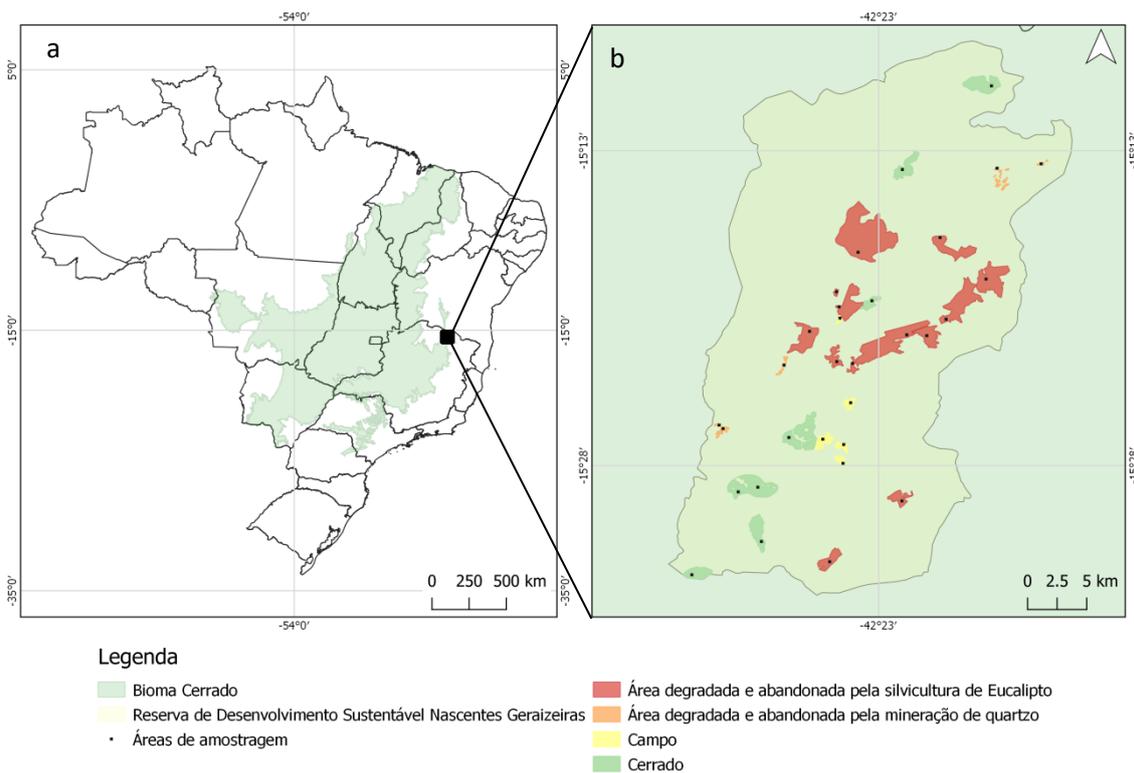


Figura 4: (a) Localização da área de estudo no Brasil e no bioma Cerrado; (b) localização das áreas de amostragem em áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto e pela mineração de quartzo, e em áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, com o limite da zona de amortecimento.

As porcentagens de cobertura das formas de vida e de solo exposto, assim como das espécies do estrato graminóide, foram calculadas para cada área. A cobertura absoluta (%) foi obtida pelo somatório do número de toques registrados por cada forma de vida, ou espécie, por área de amostragem; esse somatório foi dividido pelo número de pontos da parcela (125) e em seguida multiplicado por 100, tendo assim, um dado final em porcentagem. Nesse caso, a porcentagem pode alcançar valores superiores a 100%, por exemplo, se houver sempre graminóides no estrato mais baixo e arbustos acima, em cada ponto haverá dois toques e a porcentagem de cobertura será de 200%. Este método é similar ao índice de área foliar, que pode ter muitas camadas ou muitos m^2 de vegetação/ m^2 de superfície. Para o cálculo da cobertura relativa, o somatório do número de toques registrados por cada forma de vida, ou espécie, foi dividido pelo somatório de números de toques de todas as formas de vida, ou espécies graminóides, em cada de amostragem, esse valor foi em seguida multiplicado por 100, o que resultou em um dado final em porcentagem (0 a 100%).

O levantamento foi feito ao longo do mês de fevereiro de 2020, período adequado para a coleta de material botânico fértil. Todas as espécies graminóides registradas tiveram o material botânico coletado e herborizado. As exsicatas foram depositadas no herbário da Embrapa-Cenargem (CEN). As espécies foram identificadas a partir de literatura específica e com auxílio de especialistas. Os nomes das famílias botânicas, espécies e autores foram conferidos com a base da Flora do Brasil 2020

Para avaliar a estratégia de regeneração das espécies: por sementes ou por rebrota e/ou reprodução vegetativa, foram analisados materiais coletados em campo e disponíveis na literatura quanto ao ciclo de vida. Para cada espécie indicadora foram amostrados 10 indivíduos férteis em campo. Esse material permitiu que a massa média de 100 sementes fosse estimada, com 5 repetições de 100 sementes por espécie. Para quantificar a produção de sementes, o material coletado em campo foi analisado com base em estimativas do número de sinflorescência por coleta e quantidade de diásporos por sinflorescência. A partir desses dados foram criadas classes com alta, média e baixa produção de sementes. Para a descrição das estruturas de regeneração, o material coletado em campo foi analisado e a classificação das estruturas seguiu PILON et al. (2020).

5.4. ANÁLISE DOS DADOS

As médias da cobertura absoluta de arbustos, árvores, graminóides, subarbustos, trepadeiras e solo exposto e as médias da riqueza de espécies graminóides foram comparadas entre as áreas pela análise de variância (ANOVA), individualmente para cada tipo de cobertura, com teste *à posteriori* de Tukey HSD. A normalidade foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homocedasticidade pelo teste de Bartlett para dados não transformados e de Levine para dados transformados (SCHULTZ, 1985). As variáveis arbusto, árvore e trepadeira foram transformadas pela raiz quadrada para que as premissas da ANOVA fossem cumpridas. A variável subarbusto não apresentou homocedasticidade e por isso teve suas medianas comparadas pela ANOVA não paramétrica, Kruskal-Wallis com teste *à posteriori* de Bonferroni. As variáveis graminóide e solo exposto alcançaram as premissas da análise e não precisaram ser transformadas, assim como a riqueza de espécies graminóides. As médias e desvios padrões apresentados ao longo do texto foram calculados com dados não transformados. Formas de vida que não estiveram presentes em todas as áreas estudadas, que foram

registradas em poucas parcelas e apresentaram baixa contribuição na cobertura (valores inferiores a 5,5%, em média) foram retiradas das análises. Assim, Eucalipto (vivo ou morto) presente em cinco áreas e palmeira, presente em 9 áreas, não foram incluídos nas análises.

Uma vez que a área ADE apresentou muita variação em idade de abandono (8 a 32 anos) e solo exposto (4,8 a 36,0%), optou-se pela separação desse tipo de degradação em duas categorias. Como a idade do abandono não teve relação significativa com solo exposto, a divisão de ADE foi realizada apenas em função do solo exposto. As parcelas com os menores valores de solo exposto (<17,0%, mediana 10,4%, mínimo 4,8% e máximo 16,8%) foram classificadas em ADE baixo (ADE-B) e as parcelas com valores maiores (>17,0%, mediana 24,0%, mínimo 17,6% e máximo 36,0%) foram agrupadas em ADE moderado (ADE-M). Assim, as áreas degradadas foram agrupadas em função da origem da degradação, mineração ou silvicultura de Eucalipto, assim como pela porcentagem de solo exposto, no caso de ADE. Buscou-se com essa divisão testar a existência de diferentes composições de comunidades relacionadas às diferenças na estrutura, entendidas aqui pelos distintos valores de solo exposto.

A Análise de Variância Multivariada (MANOVA) via Análise de Redundância (RDA) foi realizada para testar as dissimilaridades entre os cinco áreas em relação à cobertura absoluta das espécies graminóides. Para tanto, a análise foi executada de acordo com BORCARD; GILLET; LEGENDRE (2018), que propõem uma alternativa ao teste clássico de MANOVA, cujas premissas nem sempre permitem o seu uso em dados ecológicos. O teste de homogeneidade multivariada de dispersões de grupos, premissa dessa MANOVA, foi realizado. A matriz com os dados de cobertura absoluta das espécies graminóides foi transformada por Hellinger, dada a presença de duplos zeros (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), para sua utilização como variável resposta através de matriz de dissimilaridade. A análise global de variância foi realizada com 999 permutações entre as áreas e a variável resposta. Os resultados produzidos pela MANOVA foram representados graficamente via RDA, cuja função é projetar o fator (áreas) e a dispersão do fator (áreas de amostragem) em relação às variáveis resposta (espécies graminóides) em um *triplot* com *scaling* 1 e uso dos *wa scores* (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018).

A análise de espécies indicadoras (IndVal) foi realizada para testar a existência de espécies graminóides fortemente associadas às áreas. O índice é calculado a partir da combinação de especificidade, baseada na abundância, e na fidelidade, baseada na frequência das espécies nas áreas de amostragem dentro dos tipos de áreas (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). O valor do índice varia de 0-1 e tem seu máximo quando uma espécie está presente em apenas uma área e em todas as áreas de amostragem desta área (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). Optou-se pela abordagem de análise de espécies indicadoras de dois grupos (DE CÁCERES; LEGENDRE, 2009). Ao final, a significância estatística do valor de espécie indicadora foi acessada por meio de um teste de permutação com p valor corrigido para testes múltiplos (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018). Para o cálculo do índice, foram utilizados os dados de cobertura absoluta das espécies do estrato graminóide.

As análises foram feitas nos softwares R (versão 3.6.2; Team Core, 2019). As análises ANOVA foram realizadas usando a função *aov* e os teste de normalidade do resíduo foram feitos com a função *shapiro.test* do pacote *stats*, o teste de homocedasticidade foi realizado com a função *leveneTest* do pacote *car* ou *bartlett.test* do pacote *stats*. Para o teste de homogeneidade da variância-covariância foi utilizada a função *betadisper*, para a MANOVA foi usada a função *adonis2* e a representação gráfica foi realizada a partir da função *rda*, ambas do pacote *vegan*. A análise IndVal foi gerada pela função *multipatt* do pacote *indicspecies*.

6. RESULTADOS

6.1. COBERTURA DAS FORMAS DE VIDA E DE SOLO EXPOSTO

Houve diferenças significativas entre as coberturas das formas de vida e solo exposto nas áreas (Tabela 2). Dentre as formas de vida lenhosas, a cobertura por árvores teve diferenças significativas ($F_{(4,26)}= 17,79$, $p<0,001$), CT apresentou os maiores valores, seguido pelas demais áreas, que não diferiram entre si. Para a forma de vida arbusto ($F_{(4,26)}= 2,82$, $p=0,0456$), não houve diferenças significativas entre as áreas. A cobertura de graminóide teve diferenças significativas ($F_{(4,26)}= 18,20$, $p<0,001$), CS, ADE-B e ADE-M apresentaram os maiores valores e não diferiram entre si, seguidos por CT e por ADM. Houve diferenças significativas para a forma de vida subarbusto ($H_{(4,31)}= 12,09$, $p<0,0167$), CT apresentou os maiores valores e diferiu de ADM, que apresentou os menores valores, entretanto, ambos não diferiram de ADE-M, ADE-B e de CS. Ocorreram diferenças significativas para a forma de vida trepadeira ($F_{(4,26)}= 3,72$, $p<0,016$), ADE-B apresentou os maiores valores e diferiu de ADM, que apresentou os menores valores, porém, ambos não diferiram de ADE-M, CS e CT. Houve diferenças significativas no solo exposto ($F_{(4,26)}=65,92$, $p<0,001$), ADM apresentou os maiores valores, seguido por ADE-M, a área ADE-B não diferiu de CS e CT.

Tabela 2: Porcentagem de cobertura absoluta (média e desvio padrão) das formas de vida e do solo exposto em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto, e em áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. As formas de vida que foram registradas em um reduzido número de áreas de amostragem e com baixa contribuição em cobertura não foram apresentadas na tabela (Eucalipto e Palmeira). Letras diferentes depois dos valores médios na mesma linha indicam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey HSD (arbusto, árvore, graminóide, trepadeira e solo exposto) ou pelo teste de Bonferroni (subarbusto), $p < 0,05$.

	ADM (n = 5)	ADE-M (n = 7)	ADE-B (n = 6)	CS (n = 5)	CT (n = 8)
Arbusto	16,5 ± 2,4 a	20,1 ± 16,5 a	19,1 ± 9,4 a	23,7 ± 3,9 a	37,8 ± 15,6 a
Árvore	1,8 ± 1,3 b	2,2 ± 4,1 b	4,5 ± 2,2 b	0,6 ± 1,0 b	25,0 ± 15,5 a
Graminóide	37,4 ± 7,9 c	75,7 ± 8,2 a	80,5 ± 8,0 a	83,2 ± 5,0 a	57,9 ± 15,9 b
Subarbusto	3,4 ± 2,5 b	16,7 ± 19,6ab	23,6 ± 10,7ab	22,4 ± 7,9ab	31,5 ± 10,6 a
Trepadeira	0,3 ± 0,7 b	2,2 ± 2,8ab	7,2 ± 6,7 a	3,5 ± 2,9ab	3,2 ± 3,0ab
Solo exposto	50,1 ± 7,3 c	24,3 ± 7,1 b	10,7 ± 5,1 c	4,8 ± 2,0 c	7,7 ± 3,4 c

Houve diferenças marcantes entre ADM e as áreas conservadas em relação às coberturas por graminóide e subarbusto (quando comparada a CT) e, especialmente, em relação ao solo exposto, que dominou esse tipo de vegetação, com valor médio acima de 50%. Em ADE-M e ADE-B a dominância das graminóides foi evidenciada pelos

valores médios de cobertura superiores a 75%, indicando a capacidade de colonização dessa forma de vida nessas áreas. Em geral, ADE-M e ADE-B se assemelharam estruturalmente ao CS em relação às formas de vida, mas ADE-M manteve diferença significativa em relação ao solo exposto.

6.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES, COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES E ESPÉCIES INDICADORAS

Foram encontradas 35 espécies graminóides pertencentes a duas famílias botânicas nas 31 áreas de amostragem (Tabela 4). Para 23 espécies foi possível encontrar informações sobre o ciclo de vida (FILGUEIRAS, 2021; FLORA DO BRASIL 2020) e todas apresentaram ciclo de vida perene. Poaceae teve a maior riqueza de espécies (29), seguida por Cyperaceae (6). CT apresentou o maior número de espécies (25), seguido por CS (19), ADM (19), ADE-B (18) e ADE-M (15). Poaceae dominou a cobertura relativa graminóide em todos os tipos de vegetação, com 99,22% da cobertura em ADE-M; 98,28% em CS; 97,01% em ADE-B; 91,77% em CT e 89,45% em ADM.

Não houve diferenças estatísticas entre a riqueza média de espécies graminóides entre as áreas ($F_{(4,26)} = 2,21$, $p = 0,0959$; Tabela 3). Entretanto, a composição das comunidades graminóides foi distinta entre as áreas MANOVA (ADONIS2 *statistic* $F_{(4, 26)} = 6,58$; $p = 0,001$; Figura 5). O primeiro eixo da análise, projetado pela RDA, separou as áreas conservadas (valores negativos) da área ADE-B (no centro do eixo) e estas das áreas mais degradadas (valores positivos). O segundo eixo separou CS de CT e as áreas degradadas entre si.

Tabela 3: Riqueza média de espécies graminóides em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto, e em áreas conservadas de Campo Sujo e Cerrado Típico na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. Letras diferentes depois dos valores médios na mesma linha indicam diferenças estatísticas no teste de Tukey HSD, $p < 0,05$.

	ADM (n = 5)	ADE-M (n = 7)	ADE-B (n = 6)	CS (n = 5)	CT (n = 8)	P-valor
Riqueza	8,0 ± 2,1 a	6,0 ± 2,0 a	9,3 ± 3,1 a	9,4 ± 2,4 a	8,6 ± 2,2 a	0,0959

A análise de espécies indicadoras revelou quatro espécies graminóides com preferência por uma combinação das áreas ($p < 0,05$; Tabela 4): *Aristida setifolia*

Kunth, *Aristida glaziovii* Hack. ex Henrard, *Mesosetum loliiforme* (Hochst.) Chase e *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze.

Nas áreas com mais solo exposto (ADM e ADE-M) a espécie *A. setifolia* foi indicadora. Esta espécie teve as maiores coberturas relativas em ADM (41,4%) e em ADE-M (29,9%). *A. glaziovii* teve a segunda maior cobertura relativa de ADE-M (29%), e a terceira maior cobertura relativa de ADE-B (8%), sendo classificada como indicadora dessas duas áreas. Ambas as espécies estiveram presentes em todas as áreas de amostragem das áreas em que foram indicadoras. Apesar de *A. glaziovii* ter apresentado valores altos de cobertura relativa em ADM, a espécie não esteve presente em todas as áreas de amostragem dessa área e por isso não foi classificada como indicadora. As duas espécies apresentaram padrões de cobertura similares ao longo dos tipos de vegetação, com coberturas relativas altas nas áreas degradadas seguidas por declínios nas áreas conservadas (Figura 6). Apesar de não ter sido apontada como espécie indicadora, *Aristida longifolia* Trin apresentou padrão similar, mas com menores valores de cobertura e frequência.

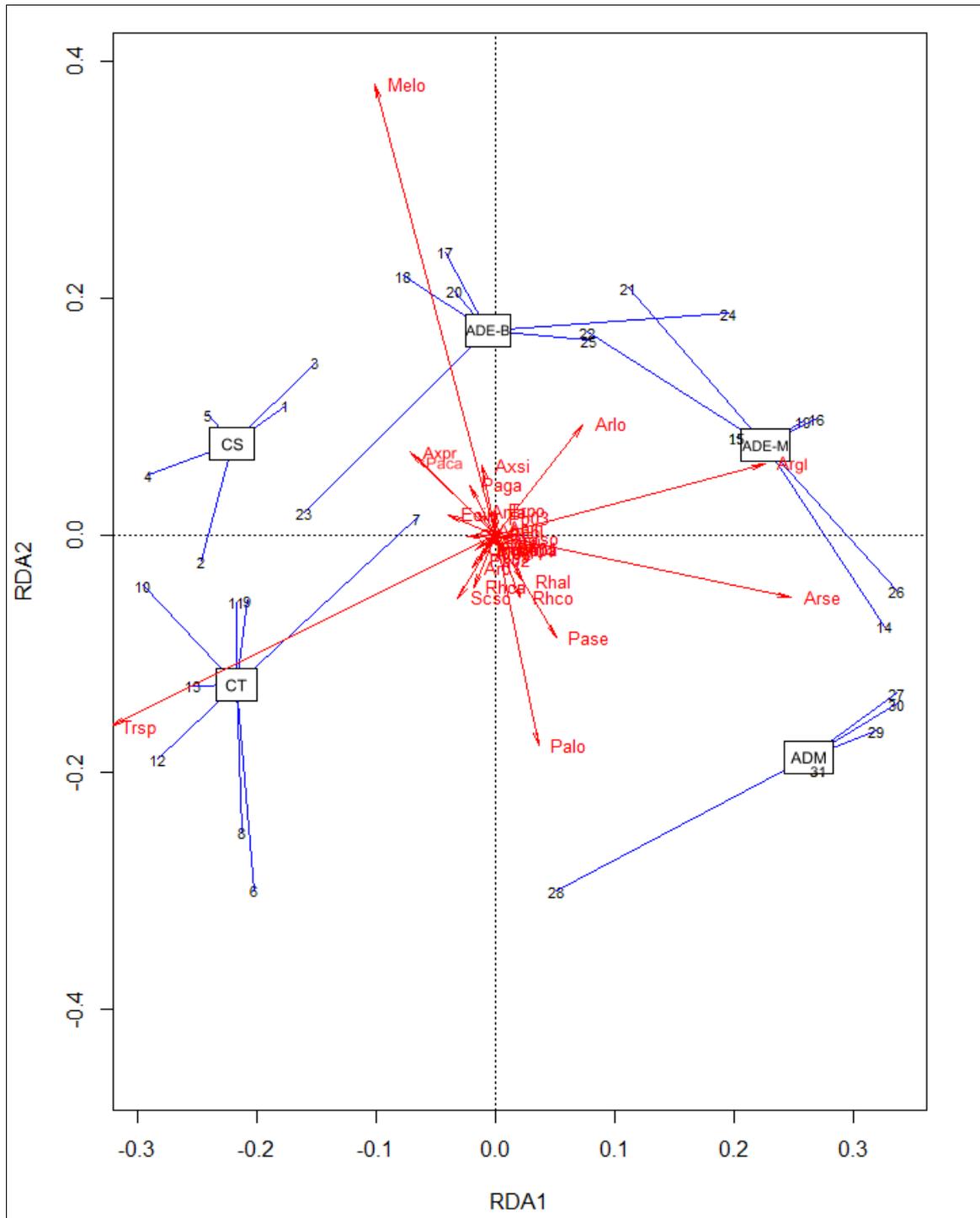


Figura 5: Triplot da MANOVA feito pela RDA com as espécies graminóides, as áreas de amostragem nas áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto e em áreas conservadas de Campo Sujo (CS) e Cerrado Típico (CT) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Gerazeiras. *Scaling 1, wa scores*. Siglas das espécies que mais contribuíram para a ordenação: Argl - *Aristida glaziovii*, Arlo - *Aristida longifolia*, Arse - *Aristida setifolia*, Axpr - *Axonopus pressus*, Axsi - *Axonopus siccus*, Melo - *Mesosetum loliiforme*, Palo - *Paspalum loefgrenii*, Paca - *Paspalum carinatum*, Paga - *Paspalum gardnerianum*, Rhco - *Rhynchospora albiceps*, Rhca - *Rhynchospora caracasana*, Rhco - *Rhynchospora consanguinea*, Scsc - *Scleria scabra*.

Apenas *T. spicatus* foi classificada como espécie indicadora das áreas conservadas, CS e CT. Esta espécie teve a maior cobertura relativa em CT (56,7%) e a segunda maior cobertura relativa em CS (29,5%) e elevada frequência, não sendo amostrada em apenas uma área de amostragem de CT. De maneira oposto ao padrão observado para as espécies indicadoras das áreas degradadas, *T. spicatus* apresentou coberturas elevadas nas áreas conservadas, mas esteve frequentemente ausente ou com valores muito baixos nas áreas degradadas, independentemente do tipo de degradação. Algumas espécies foram encontradas apenas nas áreas conservadas, como *Oncorachis ramosa* e *Schizachyrium spicatum* (Tabela 4).

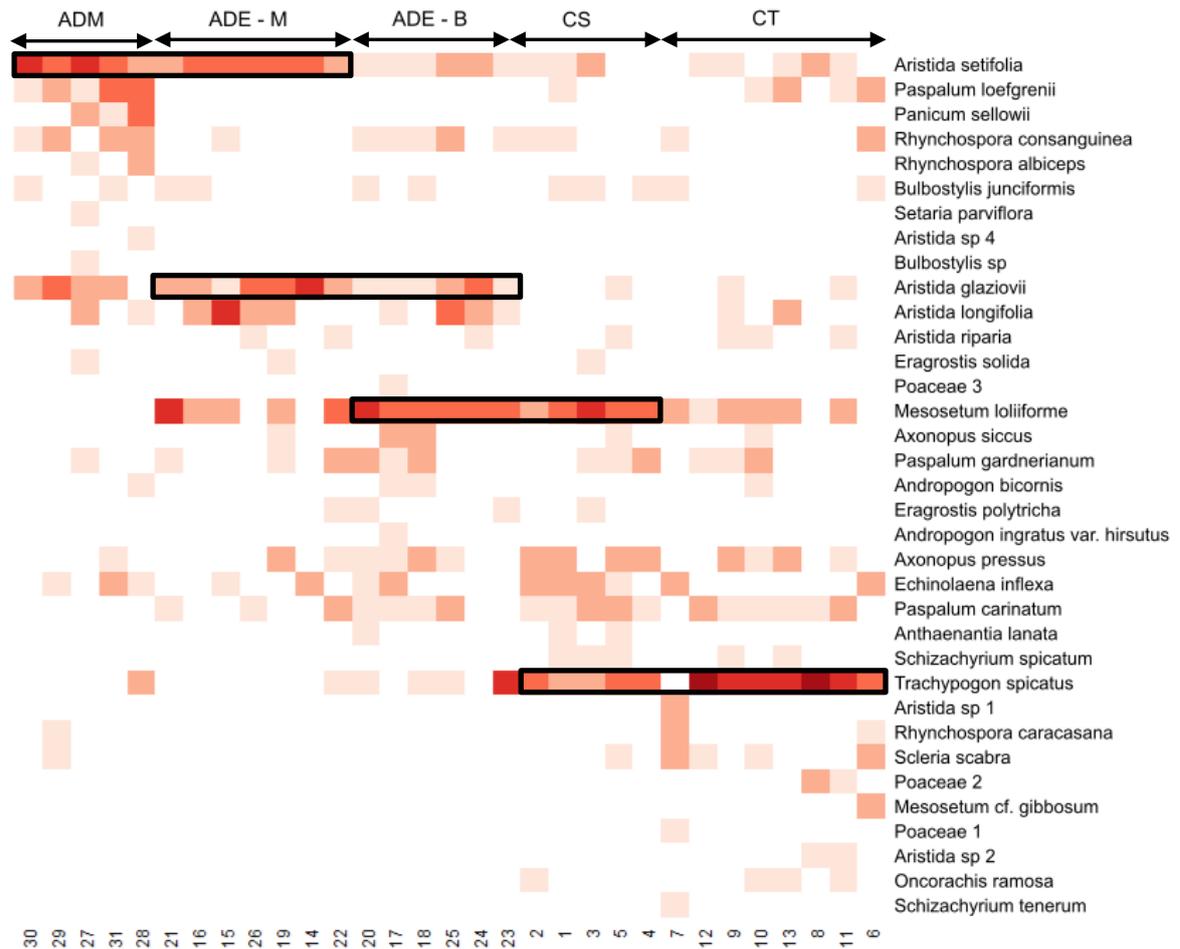


Figura 6: Mapa de calor da cobertura relativa (escalonada de 0-5) das espécies graminóides por área de amostragem. Espécies delimitadas por linhas pretas foram identificadas como indicadoras das áreas pela análise IndVal (ver Tabela 3). As áreas foram agrupadas em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto, e áreas conservadas de Campo Sujo (CS) e de Cerrado Típico (CT), na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. O mapa de calor foi construído com a função *heatmap* do pacote *stats*, os dados foram escalonados de 0-5 pela função *coverscale* do pacote *vegan*. Dentro das áreas, as áreas de amostragem foram organizadas em relação à porcentagem de solo exposto, com os menores valores de solo descoberto localizados à esquerda, dentro de área.

Somente *M. loliiforme* foi classificada como espécie indicadora em ADE-B e CS. A espécie teve a maior cobertura relativa em CS (35,8%) e em ADE-B (42,2%) e esteve presente em todas as áreas de amostragem dessas duas áreas. A espécie tem um padrão de cobertura intermediária, quando comparada às outras espécies indicadoras, pois apresentou coberturas relativas altas nas áreas conservadas e nas áreas degradadas com menos solo exposto, ADE-B, considerada menos degradada; mas apresentou diminuição em ADE-M e ADM, que registraram mais solo exposto e foram consideradas mais degradadas. Outras espécies apresentaram padrão similar, como

Paspalum carinatum, *Axonopus pressus*, *Echinolaena inflexa*, *Paspalum gardnerianum*
e *Axonopus siccus*.

Tabela 4: Porcentagem de cobertura relativa (média) e índice de espécie indicadora (IndVal e P valor) das espécies graminóides em áreas degradadas e abandonadas pela mineração (ADM) e pela silvicultura de Eucalipto com moderada (ADE-M) ou com baixa (ADE-B) porcentagem de solo exposto e em áreas conservadas de Campo Sujo (CS) e de Cerrado Típico (CT) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. As espécies indicadoras de cada área estão em negrito ($p < 0,05$).

Espécie	Família	ADM	ADE-M	ADE-B	CS	CT	IndVal	P valor
<i>Aristida setifolia</i> Kunth	Poaceae	41,44	29,90	6,02	2,65	2,16	0,9030	0,0035*
<i>Paspalum loefgrenii</i> Ekman	Poaceae	12,16	0,00	0,00	0,15	2,82	0,8216	0,0527
<i>Panicum sellowii</i> Nees	Poaceae	8,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,7746	0,1320
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	5,91	0,15	2,14	0,63	2,40	0,7447	0,9072
<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	Cyperaceae	2,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,6325	1,0000
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B.Clarke	Cyperaceae	1,25	0,63	0,86	0,92	0,92	0,4998	1,0000
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	Poaceae	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,4472	1,0000
<i>Aristida</i> sp4	Poaceae	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,4472	1,0000
<i>Bulbostylis</i> sp.	Cyperaceae	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,4472	1,0000
<i>Aristida glaziovii</i> Hack. ex Henrard	Poaceae	18,97	28,97	7,97	0,35	0,65	0,8865	0,0320*
<i>Aristida longifolia</i> Trin.	Poaceae	2,13	12,31	8,86	0,00	1,52	0,7459	0,9072
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Poaceae	0,00	0,86	0,41	0,35	0,80	0,4753	1,0000
<i>Eragrostis solida</i> Nees	Poaceae	0,41	0,51	0,00	0,14	0,00	0,3638	1,0000
Poaceae 3	Poaceae	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,4082	1,0000
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase	Poaceae	0,00	20,42	42,28	35,85	9,04	0,8683	0,0132*
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlman	Poaceae	0,00	0,13	4,60	0,71	0,30	0,5317	1,0000
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	Poaceae	0,41	1,19	3,58	2,00	1,86	0,6087	1,0000
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Poaceae	0,50	0,00	1,00	0,00	0,45	0,4909	1,0000
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	Poaceae	0,00	0,09	0,28	0,14	0,00	0,4638	1,0000
<i>Andropogon ingratus</i> var. <i>hirsutus</i> A.Zanin & Longhi-Wagner	Poaceae	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,4082	1,0000
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	Poaceae	0,53	1,08	5,14	9,41	2,64	0,7684	0,6076
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Poaceae	1,83	1,16	3,24	8,57	3,46	0,6631	1,0000

<i>Paspalum carinatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flüggé	Poaceae	0,00	2,40	3,36	5,89	2,41	0,7421	1,0000
<i>Anthaenantia lanata</i> (Kunth) Benth.	Poaceae	0,00	0,00	0,12	1,31	0,00	0,6019	1,0000
<i>Schizachyrium spicatum</i> (Spreng.) Herter	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,88	0,38	0,6761	0,5974
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Poaceae	1,50	0,19	9,56	29,56	56,77	0,9039	0,0035*
<i>Aristida</i> sp1	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	2,98	0,3536	1,0000
<i>Rhynchospora caracasana</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	0,28	0,00	0,00	0,00	2,71	0,4804	1,0000
<i>Scleria scabra</i> Willd.	Cyperaceae	0,28	0,00	0,00	0,18	2,19	0,6283	1,0000
Poaceae 2	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,12	0,5000	1,0000
<i>Mesosetum</i> cf. <i>gibbosum</i> Renvoize & Filg.	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,82	0,3536	1,0000
Poaceae 1	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	0,3536	1,0000
<i>Aristida</i> sp2	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	0,5000	1,0000
<i>Oncorachis ramosa</i> (Zuloaga & Soderstr.) Morrone & Zuloaga	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,32	0,36	0,5547	1,0000
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	Poaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,3536	1,0000

6.3. ESTRATÉGIA DE REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES GRAMINÓIDES INDICADORAS

A espécie indicadora de CS e CT foi *Trachypogon spicatus*, gramínea perene (FILGUEIRAS, 2021), caracterizada pela baixa produção de sementes, maior massa de semente entre as espécies analisadas, e com rizomas basais como estrutura subterrânea de rebrota (Figura 7). *Mesosetum loliiforme* foi a espécie indicadora de CS e ADE-B, gramínea perene (FILGUEIRAS, 2021) com produção moderada de sementes, com massa de sementes intermediária, isto é, menor que *T. spicatus* e maior do que *A. setifolia* e *A. glaziovii* e apresentou rizomas basais como estrutura subterrânea de rebrota. *A. glaziovii* foi a espécie indicadora de ADE-B e ADE-M, gramínea perene (FILGUEIRAS, 2021), com elevada produção de sementes, com massa de sementes menor do que *T. spicatus* e *M. loliiforme*, e maior que *A. setifolia*, não foram encontrados indicativos de estrutura subterrânea de rebrota, como rizomas basais, mas foi observada estrutura aérea de reprodução vegetativa (túnica) para essa espécie. *A. setifolia* foi a espécie indicadora de ADE-M e ADM, gramínea perene (FILGUEIRAS, 2021), com elevada produção de sementes, com a menor massa de semente entre as espécies analisadas, não foram encontrados indicativos de estruturas subterrâneas de rebrota, como rizomas basais, mas foi observada estrutura aérea de reprodução vegetativa (túnica) para essa espécie. Além disso, *A. glaziovii* e *A. setifolia* apresentaram floração rápida em casa de vegetação, com início, aproximadamente, aos 90 e 70 dias, respectivamente, enquanto as outras duas espécies indicadoras não apresentaram floração nesse período (dados não publicados).

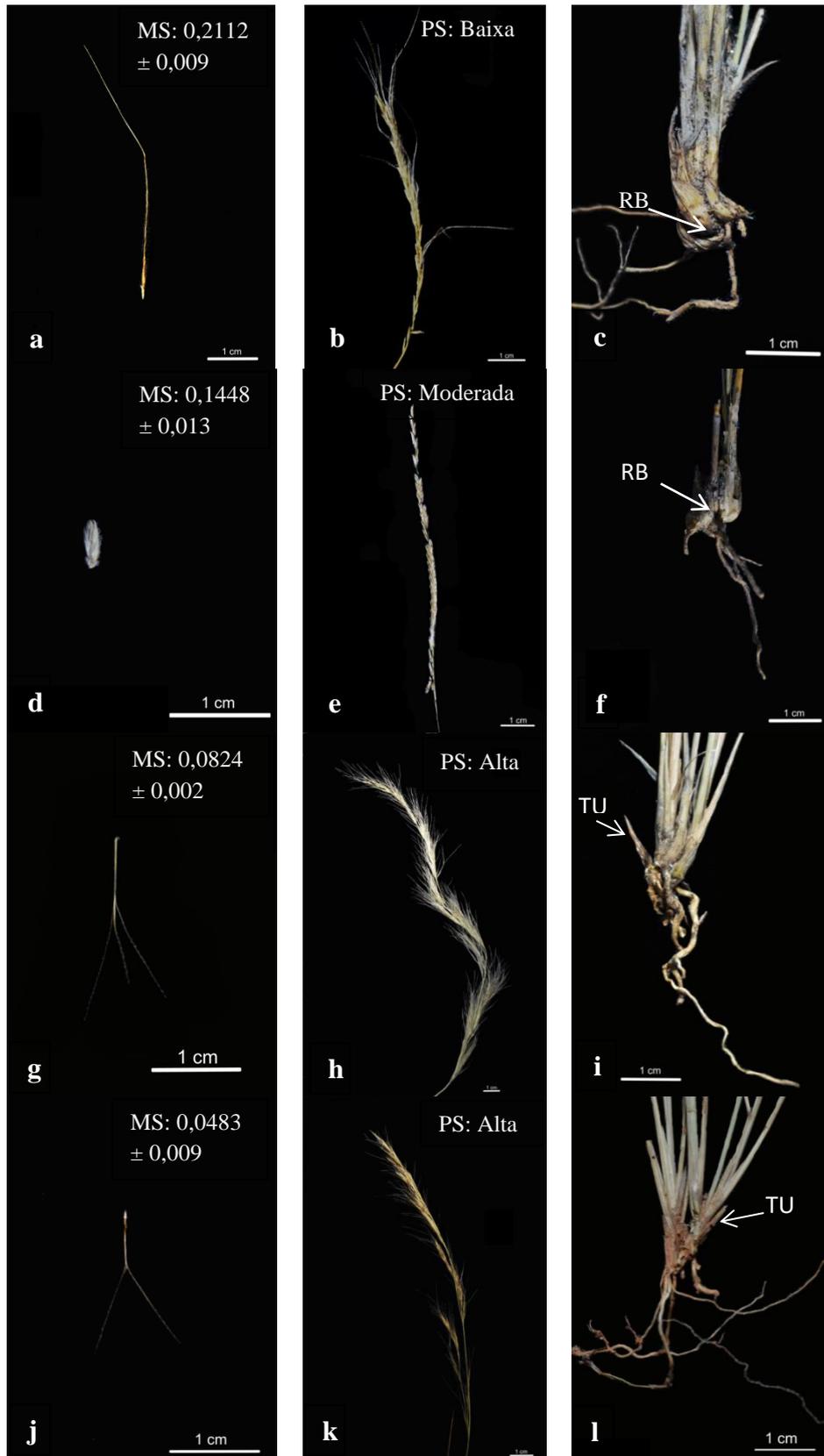


Figura 7: Semente e massa de 100 sementes (MS), produção de sementes (PS), rizoma basal (RB) e túnica (TU) para *Trachypogon spicatus* (a-c); *Mesosetum loliiforme* (d-f); *Aristida glaziovii* (g-i) e *Aristida setifolia* (j-l). Para *T. spicatus* (c) e *M. loliiforme* (f) não foram observadas túnicas (TU), para *A. glaziovii* (i) e *A. setifolia* (l) não foram observados rizomas basais (RB).

7. DISCUSSÃO

Este estudo verificou que áreas de Cerrado degradadas e abandonadas pela mineração de quartzo e pela silvicultura de Eucalipto foram recolonizadas por espécies nativas. A forma de vida graminóide foi a que mais contribuiu, recobrando mais de 75% do solo em áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto e aproximadamente 37% em áreas degradadas e abandonadas pela mineração. Apesar das áreas degradadas apresentarem riqueza de espécies graminóides similar às áreas conservadas, a composição das comunidades graminóides formadas foi distinta entre as áreas conservadas e as áreas com diferentes tipos e intensidades de degradação. Tais achados indicam a existência de amplitude de nicho entre as espécies graminóides, presentes desde as áreas mais degradadas até as conservadas, e que pode ser usada como insumo para a restauração ecológica do Cerrado. As espécies graminóides indicadoras das áreas mais degradadas apresentam estratégia de colonização com elevada produção de sementes com baixa massa e com presença de túnicas, a capacidade de rápido recobrimento do solo de tais espécies, provavelmente, facilita o estabelecimento de outras espécies e de diferentes formas de vida. Portanto, essas espécies graminóides devem ser consideradas em projetos de restauração ecológica do Cerrado. Além dessas, outras espécies graminóides típicas de áreas conservadas, com estruturas de rebrota e, provavelmente de crescimento lento, foram capazes de colonizar as áreas menos degradadas, enquanto um grupo de espécies graminóides permaneceu ausente. Assim, além das espécies graminóides de recobrimento rápido, igualmente devem ser incorporadas em projetos de restauração do Cerrado espécies que asseguram a cobertura do solo em longo prazo, pela presença de estruturas subterrâneas de rebrota.

7.1. COBERTURA DAS FORMAS DE VIDA NAS ÁREAS DEGRADADAS

As áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto assemelharam-se estruturalmente às áreas conservadas de Campo Sujo, com avanços significativos em relação à cobertura de graminóides, subarbustos, arbustos e trepadeiras, e distanciaram-se das áreas conservadas de Cerrado Típico pela baixa cobertura arbórea. As espécies de graminóides, subarbustos e arbustos são capazes de colonizar áreas degradadas por cultivo e colheita de Pinus no Cerrado, especialmente quando as árvores do cultivo são retiradas e a serapilheira de acúleos é removida com o fogo prescrito (ZANZARINI; ZANCHETTA; FIDELIS, 2019). Entretanto, os valores de cobertura de graminóides e arbustos costumam ser baixos, entre 13 e 11%, respectivamente (ZANZARINI;

ZANCHETTA; FIDELIS, 2019), somadas, as coberturas de subarbustos, graminóides e arbustos podem alcançaram até 56% em áreas degradadas pela silvicultura de *Pinus* (HADDAD et al., 2020). Tais valores de cobertura são inferiores aos encontrados no presente estudo, é possível que a ausência de espécies exóticas invasoras explique, ao menos em parte, os avanços em cobertura observados. A região aqui estudada está situada no Cerrado limítrofe com a Caatinga e é influenciada pelo clima semi-árido, portanto, mais seca que a maior parte do bioma (ALVARES et al., 2013). Nestas condições, espécies exóticas invasoras, que reduzem a cobertura do estrato herbáceo-arbustivo nativo em áreas degradadas pela silvicultura (DAMASCENO et al., 2018) e são consideradas uma das maiores barreiras para a restauração do Cerrado (COUTINHO et al., 2019; SAMPAIO et al., 2019), não se estabeleceram, apesar de serem cultivadas em porções do território onde o lençol freático é mais superficial.

A baixa cobertura da forma de vida arbórea observada pode ser explicada pela limitada capacidade de colonização por sementes dessa forma de vida, que conta com escassa chuva e recrutamento por sementes e ausência de um banco de sementes persistente (SALAZAR et al., 2011). Grande parte dos escassos indivíduos e espécies arbóreas amostradas podem ter se mantido rebrotando desde o desmatamento para o cultivo do Eucalipto, como *Dalbergia micolobium* Benth., uma árvore frequente na amostragem e que é constantemente observada em áreas de remoção de subsolo para empréstimo (observação pessoal). *D. micolobium* apresenta ampla distribuição no bioma (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003) com densidade de até 29-43 árvores/ha (SILVA JÚNIOR, 2012). Similarmente, é possível que esse seja o caso de algumas espécies arbustivas, como *Andira humilis* Mart. ex Benth., espécie encontrada em algumas áreas da amostragem e capaz de formar extensa rede de órgãos subterrâneos (“árvore subterrânea”, SIMON; TOBY PENNINGTON, 2012) e que provavelmente manteve-se rebrotando durante e após o cultivo de Eucalipto. Entretanto, entre os subarbustos, há espécies cujo estabelecimento pode ter ocorrido por semente, especialmente dentre alguns gêneros de Asteraceae, como *Lepidaploa*, frequente nas áreas degradadas amostradas e que é capaz de se estabelecer por semente (PELLIZZARO et al., 2017).

Nas áreas degradadas e abandonadas pela mineração, mais de 50% do solo estava exposto. As modificações nas características do solo, típicas de áreas de degradadas pela mineração, como a remoção dos horizontes superficiais, compactação

do solo, redução na infiltração e escoamento superficial erosivo (CRAMER; HOBBS; STANDISH, 2008; MARTINS, 1996), impõem limitações severas ao estabelecimento de espécies, que em geral se refletem no predomínio de solo exposto (LE STRADIC; FERNANDES; BUISSON, 2018). Os avanços em cobertura observados em áreas mineradas parecem indicar o papel da paisagem como fonte de propágulos, especialmente em áreas como as amostradas no presente estudo: circundadas por vegetação nativa. Em áreas degradadas pelo abandono da mineração de calcário e delimitadas por cerrado sentido restrito, MARTINS (1996) encontrou, após 30 anos de abandono, um índice de cobertura por espécies graminóides, em sua maioria nativa, entre 27 e 68%. O vento e pássaros são apontados como os principais dispersores de mais de 40 espécies de gramíneas, subarbustos e arbustos que colonizaram espontaneamente uma área degradada pela mineração de calcário no Cerrado (MARTINS; LEITE; HARIDASAN, 2001).

7.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES E COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES GRAMINÓIDES NAS ÁREAS DEGRADADAS

A composição da comunidade graminóide na área mais degradadas foi distinta das áreas conservadas, visto que a cobertura foi promovida majoritariamente pelas espécies *A. setifolia* e *A. glaziovii*. Ambas espécies são citadas como frequentes em ambientes perturbados, embora também ocorram nas áreas conservadas do Cerrado (FILGUEIRAS, 2021). O recobrimento promovido por essas espécies parece ser a primeira etapa da regeneração do Cerrado após a degradação. Uma vez que a cobertura de graminóides se estabelece nas áreas, ela inicia funções importantes para a regeneração da vegetação, como a diminuição da erosão e aumento da infiltração da água no solo (HINO; FUJITA; SHUTTO, 1987). Ervas de crescimento rápido e de vida curta recobrem o solo rapidamente, e quando senescem, permitem o estabelecimento de espécies perenes de ciclo de vida longo (COUTINHO et al., 2019). Neste caso, as touceiras mortas podem beneficiar outras espécies ao promoverem microsítios de umidade de solo (DE DIOS et al., 2014) e a retenção de sementes, facilitando a germinação de espécies com nichos germinativos menos tolerantes. Este processo possibilita que, aos poucos, essas áreas possam acumular espécies e se aproximar da riqueza das áreas conservadas.

Dentre as áreas degradadas, a área abandonada pela silvicultura de Eucalipto menos degradada apresentou composição de comunidade graminóide mais próxima das

áreas conservadas. *M. loliiforme* apresentou a maior cobertura relativa na área menos degradada e também na área conservada de Campo Sujo, a espécie é considerada frequente em campos do Cerrado (FILGUEIRAS, 2021). Outras espécies graminóides também recolonizaram espontaneamente áreas degradadas, como *E. inflexa*, *P. gardnerianum*, *A. pressus*, *Paspalum carinatum*, que apresentaram coberturas relativas mais semelhantes às áreas conservadas. Entretanto, houve espécies graminóides que foram infrequentes nas áreas menos degradadas, como *T. spicatus*, espécie indicadora das áreas conservadas de Cerrado Típico e Campo Sujo. Tais achados sugerem uma amplitude de nicho para esse estrato mesmo dentre as graminóides perenes com capacidade de rebrota, na medida em que há espécies que conseguiram se estabelecer em tipos e intensidades de degradação, assim como há aquelas que não o fizeram e estiveram presentes apenas nas áreas conservadas. Para as espécies com colonização por sementes limitada, é possível que um intervalo maior de tempo seja necessário para o restabelecimento (NERLEKAR; VELDMAN, 2020), dado que o presente estudo se situa nas primeiras etapas de regeneração das áreas degradadas e cobre um período de 30 anos de abandono dessas áreas.

As áreas degradadas e abandonadas pela mineração tiveram riqueza de espécies graminóides similar às demais áreas. MARTINS (1996) encontrou, após 30 anos de abandono em áreas degradadas pelo abandono da mineração de calcário, uma riqueza de 60 espécies de graminóides colonizando, incluindo as espécies raras. Dentre as espécies colonizadoras encontradas em áreas degradadas pelo abandono da mineração no Cerrado, estão *A. setifolia*, *Andropogon bicornis*, *P. gardnerianum*, *E. inflexa*, *M. loliiforme* e *Rhynchospora consanguinea* (LE STRADIC, 2012; MARTINS, 1996) estas espécies foram encontradas nas áreas degradadas pelo abandono da mineração no presente estudo. É possível que a associação a fungos micorrízicos arbusculares explique, ao menos em parte, a riqueza de espécies graminóides observada nas áreas degradadas pelo abandono da mineração, em decorrência da melhoria na absorção de fósforo e água do solo (MARTINS; DE MIRANDA; DE MIRANDA, 1999). Tais associações já foram observadas em *A. setifolia* (MARTINS; DE MIRANDA; DE MIRANDA, 1999) e *E. inflexa*, assim como em graminóides que recolonizaram áreas degradadas em savana tropical venezuelana (CUENCA et al., 1997).

7.3. ESTRATÉGIA DE REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES GRAMINÓIDES INDICADORAS

As espécies graminóides indicadoras das áreas degradadas (*A. setifolia* e *A. glaziovii*) têm uma estratégia de regeneração similar: produção rápida de flores, em torno dos 3 meses, que é acompanhada pela produção de sementes com baixa massa. Além disso, *A. setifolia* produz sementes altamente viáveis, entre 73 e 82% (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013; RAMOS, 2015), e com dormência (AIRES; SATO; MIRANDA, 2013), que além de distribuir a germinação ao longo do tempo, potencializa a dispersão no espaço, na medida em que favorece a dispersão secundária das sementes, pelo vento e pela água de escoamento superficial do solo. A morfologia dessas sementes permite a aderência a animais (RAMOS, 2015) e a dispersão primária e secundária possibilita que os diásporos alcancem maiores distâncias. Aparentemente, *A. setifolia* e *A. glaziovii* não têm estruturas subterrâneas que permitam rebrotas vigorosas, reforçando a ideia de que a estratégia de regeneração dessas espécies foi prioritariamente por sementes.

Atributos de germinação de *A. setifolia* sugerem adaptação desta espécie ao fogo e parecem beneficiá-la no processo de recolonização após degradações. Em ambos os casos, essa espécie parece cumprir a função ecológica de recobrimento rápido do solo. *A. setifolia* é capaz de germinar após pulsos de calor de 110° C (RAMOS, 2015) e em situações de oscilação térmica diária de 10° C e 45° C (MUSSO et al., 2014). Oscilações térmicas podem ocorrer na superfície do solo no Cerrado durante e após a passagem do fogo (MIRANDA et al., 1993), ao consumir a biomassa aérea, os fogos deixam o solo exposto, similarmente às degradações, que removem a cobertura do solo. Assim, espécies que consigam germinar em condições térmicas típicas de solo exposto podem ser capazes de germinar em áreas degradadas. *A. setifolia* também é capaz de formar banco de sementes em áreas degradadas (LE STRADIC; FERNANDES; BUISSON, 2018), o que é favorecido pela morfologia da semente que causa movimentos higroscópicos e promove o enterro ativo das sementes nesse gênero (SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 1984), e pela capacidade de germinar na ausência de luz (RAMOS et al., 2019). Esta capacidade de formar banco de sementes está diretamente envolvida na habilidade de colonização, na medida em que possibilita a persistência local da espécie (SUDING, 2011) e pode permitir a expansão populacional

ao longo do tempo. Todas essas características juntas promovem à *A. setifolia* capacidade de colonizar áreas degradadas, recobrando rapidamente o solo exposto.

A espécie *M. loliiforme* teve produção moderada de sementes com massa intermediária, tais sementes produziram uma emergência de plântulas em casa de vegetação de 46,7% (dados não publicados), o que indica que a espécie possui capacidade de colonizar por sementes. Além disso, a espécie é capaz de formar banco de semente em áreas degradadas pela mineração (LE STRADIC; FERNANDES; BUISSON, 2018). Tais atributos indicam que a regeneração por sementes é importante para a espécie, ao mesmo tempo em que ela conta com estruturas subterrâneas como rizomas basais, que indicam capacidade de rebrota e com estruturas de reprodução vegetativa (SILVA, 2017). Entende-se que a reprodução vegetativa ocorre às custas da reprodução por semente (*trade-off* colonização-persistência), entretanto, há exceções a esse consenso (LAMONT; WIENS, 2003), algumas já observadas em gramíneas (SIMPSON et al., 2021). Padrão similar foi observado em uma gramínea dominante em savana do sudeste dos EUA, uma vez que ao ser reintroduzida em áreas degradadas, *Aristida beyrichiana* expandiu suas populações pela reprodução por sementes, mesmo sendo uma gramínea com reprodução clonal exuberante (LAUCEVICIUS et al., 2021). Entender os limites entre as estratégias de regeneração por sementes ou rebrota em espécies graminóides e sua plasticidade em resposta à degradação, pode auxiliar na forma de reintrodução dessas espécies em áreas em processo de restauração.

A gramínea *T. spicatus* apresentou a maior massa da semente acompanhada da menor produção de sementes e também apresentou rizomas basais, indicando que a rebrota é a estratégia de regeneração principal da espécie em detrimento da colonização por sementes. Essa estratégia é comum em gramíneas do Cerrado e está associada à recobertura rápida da vegetação após a passagem do fogo (PILON et al., 2020). Entretanto, esse investimento em estruturas de persistência frequentemente limita ou impõe maiores períodos ao restabelecimento dessas espécies após degradação em função das limitações de colonização por semente (VELDMAN et al., 2015; ZALOUMIS; BOND, 2011). Portanto, espécies como *T. spicatus*, mais sensíveis ao distúrbio e com baixo potencial de recolonização de áreas degradadas, precisam ser foco da reintrodução ativa em áreas em processo de restauração (KIRKMAN et al., 2004).

7.3.1. ESPÉCIES INDICADORAS DA REGENERAÇÃO APÓS DEGRADAÇÃO

Este estudo identificou espécies graminóides indicadoras de estágios de regeneração após a degradação. Esta atribuição é análoga à identificação de espécies indicadoras em diferentes estágios da restauração (GONZÁLEZ et al., 2013). As espécies indicadoras encontradas no presente estudo foram dominantes nas respectivas áreas e, portanto, determinam o funcionamento dos ecossistemas e influenciam a resiliência (DÍAZ; CABIDO, 2001). As espécies *A. setifolia* e *A. glaziovii* indicaram as etapas iniciais de regeneração do estrato graminóide, a presença de estruturas de reprodução aérea, como as túnicas, em ambas as espécies, agrega resiliência a esse estágio. As túnicas conferem proteção aos meristemas em gramíneas, que podem voltar a se desenvolver após distúrbio (PILON et al., 2020). *M. loliiforme* indicou as áreas menos degradadas, assim como estágios mais avançados da regeneração. Espera-se uma maior resiliência nesse estágio em função da presença de estruturas subterrâneas de rebrota, como os rizomas basais em *M. loliiforme*, que conjuntamente com as demais estruturas do banco de gemas do solo, é apontado como a principal estratégia de rebrota em gramíneas após distúrbios (PAUSAS et al., 2018; PILON et al., 2020) As áreas conservadas contam com *M. loliiforme* e *T. spicatus* como espécies indicadoras, ambas com rizomas basais, indicando aumento na resiliência, sendo que áreas conservadas são mais resilientes que áreas em regeneração (SILVEIRA et al., 2020). Portanto, as mudanças nas espécies indicadoras e das suas estratégias de regeneração ao longo dos estágios de regeneração, parecem indicar mudanças na resiliência.

As espécies indicadoras podem ser reintroduzidas em áreas em processo de restauração. Para auxiliar o processo de regeneração em áreas com alta porcentagem de solo exposto, *A. setifolia* e *A. glaziovii* podem ser empregadas, na medida em que são capazes de se estabelecer em situações adversas e parecem modificar as condições ambientais e facilitar o estabelecimento de outras espécies e de diferentes formas de vida. Para aumentar a resiliência das áreas degradadas, seria interessante reintroduzir espécies persistentes, como *M. loliiforme* e *T. spicatus*. Além dessas, cabe indicar o grupo de espécies que foi capaz de recolonizar todos os tipos e níveis de degradação ou que alcançaram contribuições em cobertura similares às áreas conservadas, sendo, portanto, menos sensíveis aos distúrbios: *R. consanguinea*, *Bulbostylis junciformis*, *A. longifolia*, *P. gardnerianum*, *A. pressus*, *E. inflexa* e *P. carinatum*.

7.3.2. TRAJETÓRIA DE REGENERAÇÃO EM ÁREAS DEGRADADAS

Os resultados encontrados parecem indicar padrões para regeneração do estrato graminóide em áreas degradadas do Cerrado semi-árido: (a) nas áreas mais degradadas dominância das espécies colonizadoras *A. setifolia* e *A. glaziovii*, com estratégia de regeneração por semente. (b) Em áreas menos degradadas, dominância compartilhada entre espécies com estratégia de colonização por sementes, *A. setifolia* e *A. glaziovii*, e espécie com estrutura subterrânea de rebrota e, ao mesmo tempo, com capacidade de colonização por semente *M. lolliforme*. (c) Em áreas conservadas, dominância compartilhada entre espécies com estruturas subterrânea de rebrota e com baixa capacidade de colonização por semente, como *T. spicatus*, e espécie com estrutura subterrânea de rebrota e capacidade de colonização por semente, *M. lolliforme*, e com menor cobertura relativa e frequência de espécies com estratégia de colonização por sementes, *A. setifolia* e *A. glaziovii*.

Padrões similares de mudança de composição da comunidade foram observados em campos e savanas temperados e subtropicais. Assim como as espécies indicadoras das áreas mais degradadas (*A. setifolia* e *A. glaziovii*), gramíneas dispersas pelo vento (FENSHAM et al., 2016) ou por animais e que formam banco de sementes (COIFFAIT-GOMBAULT; BUISSON; DUTOIT, 2012) são as primeiras colonizadoras de áreas degradadas em campos temperado e subtropical. De maneira similar à *M. lolliforme*, gramíneas perenes com colonização vagarosa nas áreas degradadas, dada a ausência de adaptação para a dispersão pelo vento, são capazes de se estabelecer após algumas décadas de abandono em campo australiano (FENSHAM et al., 2016). Espécies com colonização infrequente em áreas degradadas, como *T. spicatus*, têm regeneração por rebrota (ZALOUMIS; BOND, 2011), dispersão limitada pela distância (KIRKMAN et al., 2004), baixa fecundidade das sementes, banco de sementes transiente (COIFFAIT-GOMBAULT; BUISSON; DUTOIT, 2012).

Para além dos atributos de história de vida (*trade off* colonização-persistência), outros mecanismos ecológicos podem influenciar a regeneração em áreas degradadas no Cerrado. A paisagem parece ter papel importante, na medida em que o potencial de colonização pode ser influenciado pela distância e pela riqueza de espécies das áreas conservadas (FENSHAM et al., 2016). As áreas remanescentes de vegetação nativa são fontes potenciais de propágulos (MARTINS; LEITE; HARIDASAN, 2001), assim áreas

degradadas em que há resiliência da paisagem (HOLL; AIDE, 2011) podem se beneficiar, por exemplo, pela presença de pássaros, que contribuem para a dispersão de gramíneas (SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 1984). Os remanescentes de Campo Sujo e Cerrado Típico atuam com fonte de dispersão das espécies para as áreas degradadas no seu entorno de onde se assume que os propágulos vieram.

Adicionalmente, recomenda-se que a regeneração natural e a estratégia de restauração sejam avaliadas em função da zona climática em que a área degradada está inserida. Uma vez que condições climáticas impõem limitações para a ocorrência de espécies exóticas invasoras, como no caso de baixa precipitação média anual da área deste estudo, e essas, por sua vez, influenciam a regeneração espontânea das espécies nativas em áreas degradadas.

8. CONCLUSÕES

- A colonização da vegetação em áreas degradadas do Cerrado ocorreu especialmente pela forma de vida graminóide, que contribuiu com mais de 75% da cobertura vegetal em áreas degradadas e abandonadas pela silvicultura de Eucalipto e nas áreas degradadas e abandonadas pela mineração, com 37%. Subarbustos, arbustos e trepadeiras também contribuíram com a cobertura vegetal nas áreas degradadas, entretanto, com porcentagens inferiores. Por outro lado, o estrato arbóreo apresentou a menor capacidade de colonização das áreas degradadas.
- A riqueza de espécies graminóides foi similar nas cinco áreas. Porém, há diferenças em relação à composição de comunidades graminóides nas áreas conservadas e nos tipos e intensidades de degradação. Tais achados indicam uma amplitude de nichos para as espécies graminóides, que ocorrem desde as áreas mais degradadas até as áreas conservadas. Quatro espécies graminóides foram identificadas como espécies indicadoras: *Aristida setifolia* Kunth, *Aristida glaziovii* Hack. ex Henrard, *Mesosetum loliiforme* (Hochst.) Chase e *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze
- Espécies graminóides colonizadoras e indicadoras das áreas mais degradadas apresentam elevada produção de sementes com baixa massa, presença de túnicas e ausência de estruturas de rebrota (*Aristida setifolia* e *Aristida glaziovi*). Tais espécies devem ser consideradas em projetos de restauração ecológica, na medida em que promovem o recobrimento rápido do solo.
- *Mesosetum loliiforme*, com produção moderada de sementes com massa intermediária e com rizomas basais, foi a espécie indicadora de áreas conservadas e foi capaz de colonizar a área menos degradada. Enquanto *Trachypogon spicatus*, com baixa produção de sementes com elevada massa e com rizomas basais, foi identificada como espécie indicadora de áreas conservadas. Tais espécies asseguram a cobertura do solo em longo prazo, pois possuem estruturas subterrâneas de rebrota e, portanto, devem igualmente ser incorporadas em projetos de restauração do Cerrado.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIRES, S. S.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. **Grass and Forage Science**, v. 69, n. 3, p. 470–478, 2013.
- ALENCAR, A. et al. Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AMARAL, A. 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, L. A. Z. DE; MIRANDA, H. S. The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. **Plant Ecology**, v. 215, n. 10, p. 1199–1209, 2014.
- BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W. Some phenological patterns of Cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): A comparison between the herbaceous and woody floras. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, n. 4, p. 1–16, 1999.
- BATALHA, M. A.; MARTINS, F. R. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park (central Brazil). **Australian Journal of Botany**, v. 52, p. 149–161, 2004.
- BOND, W. J.; PARR, C. L. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2395–2404, 2010.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. 2. ed. [s.l.] Springer, 2018.
- BRASIL. Decreto de 13 de outubro de 2014. **Cria a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras**. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos, 2014.
- BRITO, I. C. B. DE. **Ecologismo Dos Gerais: Conflitos Socioambientais e Comunidades Tradicionais no Norte de Minas Gerais**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2013.
- BUISSON, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, p. 590–609, 2019.
- BUISSON, E. et al. A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. **Restoration Ecology**, v. 29, n. S1, p. 1–18, 2021.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). **Plant**

Ecology, v. 213, n. 5, p. 795–808, 2012.

CARMONA, R.; MARTINS, C. R.; FÁVERO, A. P. Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 20, n. 1, p. 16–22, 1998.

CAVA, M. G. B. et al. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1164–1172, 2018.

CERQUEIRA, M. C. **Estudo do uso da terra e fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Nascentes Geraizeiras no norte de Minas Gerais, Brasil**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2014.

COIFFAIT-GOMBAULT, C.; BUISSON, E.; DUTOIT, T. Are old Mediterranean grasslands resilient to human disturbances? **Acta Oecologica**, v. 43, p. 86–94, 2012.

CORREIA, J. R. et al. Relações entre o conhecimento de agricultores e de pedólogos sobre solos: estudo de caso em Rio Pardo de Minas, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1045–1057, 2007.

COUTINHO, A. G. et al. Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 1, p. 61–70, 2019.

CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J. What 's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 2, p. 104–112, 2008.

CUENCA, G. et al. Native Colonizing Species and Degraded Land Restoration in La Gran Sabana, Venezuela. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 2, p. 147–155, 1997.

DAMASCENO, G. et al. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. **Biological Invasions**, v. 20, n. 12, p. 3621–3629, 2018.

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566–3574, 2009.

DE DIOS, V. R. et al. Transitions from grassland to savanna under drought through passive facilitation by grasses. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 4, p. 937–946, 2014.

DE SOUZA, G. F. DE et al. Herbaceous-shrub species composition, diversity and soil attributes in moist grassland, shrub grassland and savanna in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 44, n. 1, p. 227–238, 2021.

DÍAZ, S. et al. Plant trait responses to grazing - A global synthesis. **Global Change Biology**, v. 13, n. 2, p. 313–341, 2007.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366,

1997.

FENSHAM, R. J. et al. Passive restoration of subtropical grassland after abandonment of cultivation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 274–283, 2016.

FERREIRA, M. C.; WALTER, B. M. T.; VIEIRA, D. L. M. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: Propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 723–728, 2015.

FILGUEIRAS, T. S. **Gramíneas do Cerrado**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2021.

GONZÁLEZ, E. et al. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 232–238, 2013.

HADDAD, T. M. et al. Savannas after afforestation: Assessment of herbaceous community responses to wildfire versus native tree planting. **Biotropica**, v. 52, n. 6, p. 1206–1216, 2020.

HERRICK, J. E. et al. **Monitoring Manual for Grassland, Shrubland, and Savanna Ecosystems**. Second ed. Las Cruces: USDA-ARS Jornada Experimental Range, 2016.

HINO, M.; FUJITA, K.; SHUTTO, H. A laboratory experiment on the role of grass for infiltration and runoff processes. **Journal of Hydrology**, v. 90, n. 3–4, p. 303–325, 1987.

HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 33, n. 1, p. 29–36, 2008.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

IBGE. Mapa de Climas do Brasil. Acessado em 28/06/2021. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/climatologia/mapas/brasil/Map_BR_clima_2002.pdf

JIMÉNEZ-ALFARO, B. et al. Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 3, p. 637–645, 2016.

KIRKMAN, L. K. et al. Ground cover recovery patterns and life-history traits: Implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 3, p. 409–421, 2004.

KLINK, C. A. 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.

KUHLMANN, M.; RIBEIRO, J. F. Fruits and frugivores of the Brazilian cerrado: Ecological and phylogenetic considerations. **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 3, p. 495–507, 2016.

LAMONT, B. B.; WIENS, D. Are seed set and speciation rates always low among species that resprout after fire, and why? **Evolutionary Ecology**, v. 17, n. 3, p. 277–

292, 2003.

LAUCEVICIUS, A. M. et al. Expansion and population structure of transplanted *Aristida beyrichiana* (wiregrass) tussocks: results of a 37-year study. **Restoration Ecology**, p. 1–10, 2021.

LE STRADIC, S. **Composition , phenology and restoration of campo rupestre mountain grasslands - Brazil**. [s.l.] Université d'Avignon, 2012, 2012.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. **Applied Vegetation Science**, v. 17, n. 3, p. 482–492, 2014.

LE STRADIC, S.; FERNANDES, G. W.; BUISSON, E. No recovery of campo rupestre grasslands after gravel extraction: implications for conservation and restoration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. June, p. S151–S159, 2018.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: [s.n.].

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomias** – Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 22/07/2021 através do link: <https://mapbiomas.org/estatisticas>

MARTINS, C. R. **Revegetação com Gramíneas de uma área degradada no parque nacional de Brasília- DF, Brasil**, 1996.

MARTINS, C. R.; DE MIRANDA, J. C. C.; DE MIRANDA, L. N. Contribution of native arbuscular mycorrhizal fungi in the establishment of *Aristida setifolia* Kunth in degraded areas in the cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 4, p. 665–674, 1999.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Recuperação De Uma Área Degradada Pela Mineração De Cascalho Com Uso De Gramíneas Nativas. **Revista Árvore**, v. 25, n. 25, p. 157–166, 2001.

MAZER, S. **Potencial produtivo de plantas de importância socioeconômica da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Minas Gerais, Brasil**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2016.

MENDONÇA, R.C.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA JÚNIOR, M.C.; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E. Flora vascular do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina, DF: Embrapa: Cerrados, p. 423-442. 2008.

MIRANDA, A. C. et al. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 3, p. 313–320, 1993.

MONASTERIO, M.; SARMIENTO, G. Phenological Strategies of Plant Species in the Tropical Savanna and the Semi-Deciduous Forest of the Venezuelan Llanos. **Journal of Biogeography**, v. 3, n. 4, p. 325–355, 1976.

MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 671–685, 2006.

MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the Cerrado Biosphere Reserve I, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 67, n. 2, p. 299–307, 2007.

MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbusivo em campo limpo úmido no Brasil Central. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 4, p. 905–913, 2009.

MUSSO, C. et al. Simulated post-fire temperature affects germination of native and invasive grasses in cerrado (Brazilian savanna). **Plant Ecology & Diversity**, v. 8:2, n. December, p. 219–227, 2014.

MUSSO, C. et al. Effects of water and nutrient availability on morphological, physiological, and biochemical traits of one invasive and one native grass of a Neotropical savanna. **Environmental and Experimental Botany**, v. 182, n. October, 2020.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 24, p. 853–858, 2000.

NERLEKAR, A. N.; VELDMAN, J. W. High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 31, p. 18550–18556, 2020.

NOGUEIRA, M. C. R. **Gerais a dentro e a fora: identidade e territorialidade entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2009.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. v. 20

OVERBECK, G. E. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455–1460, 2015.

PAUSAS, J. G. et al. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. **New Phytologist**, v. 217, n. 4, p. 1435–1448, 2018.

PELLIZZARO, K. F. et al. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 40, n. 3, p. 681–693, 2017.

PIANKA, E. R. On r- and K-Selection. **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 592–597, 1970.

PILON, N. A. L. et al. Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 569–580, 2019.

PILON, N. A. L. et al. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 1, p. 154–166, 2020.

PILON, N. A. L.; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 73–81, 2018.

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian

- savannas: A threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 9, p. 1281–1294, 1999.
- RAMOS, D. M. **Comportamento fenológico de gramíneas em um campo sujo de Cerrado: da indução de floração à emergência de plântulas**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2010.
- RAMOS, D. M. **Ecologia e funções adaptativas da dormência em sementes de gramíneas campestres brasileiras**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2015.
- RAMOS, D. M. et al. Seed tolerance to heating is better predicted by seed dormancy than by habitat type in Neotropical savanna grasses. **International Journal of Wildland Fire**, v. 25, n. 12, p. 1273–1280, 2016.
- RAMOS, D. M. et al. Avoiding the dry season: dispersal time and syndrome mediate seed dormancy in grasses in Neotropical savanna and wet grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 4, p. 798–807, 2017.
- RAMOS, D. M. et al. Fire cues trigger germination and stimulate seedling growth of grass species from Brazilian savannas. **American Journal of Botany**, v. 106, n. 9, p. 1190–1201, 2019.
- RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 1, p. 57–109, 2003.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. **Cerrado : ambiente e flora**, p. 556, 2008.
- SALAZAR, A. et al. Timing of seed dispersal and dormancy , rather than persistent soil seed-banks , control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. **Seed Science Research**, p. 103–116, 2011.
- SAMPAIO, A. B. et al. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. **Ecological Engineering**, v. 138, n. August 2018, p. 148–154, 2019.
- SCHMIDT, I. B. et al. Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 942–948, 2019.
- SCHOLLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-Grass interactions in Savannas. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 28, p. 517–44, 1997.
- SCHULTZ, B. B. Levene’s Test for Relative Variation. **Systematic Zoology**, v. 34, n. 4, p. 449–456, 1985.
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. Fruit dispersal and trypanocarpy in brazilian cerrado grasses. **Plant Systematics and Evolution**, v. 147, n. 1–2, p. 1–27, 1984.
- SILVA, A. S. DA. **Taxonomia e Filogenia do gênero Mesosetum Steud. (Poaceae, Paspaleae)**. [s.l.] Universidade de Brasília, 2017.
- SILVA, F. A. M. et al. **Clima do Bioma Cerrado**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.
- SILA JÚNIOR, M. C. 100 árvores do Cerrado - sentido restrito: guia de campo. Ed.

Rede de Sementes do Cerrado, p 304. Brasília DF, 2012.

SILVEIRA, F. A. O. et al. Myth-busting tropical grassy biome restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1067–1073, 2020.

SIMON, M. F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009.

SIMON, M. F.; TOBY PENNINGTON. Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, v. 173, n. 6, p. 711–723, 2012.

SIMPSON, K. J. et al. Resprouting grasses are associated with less frequent fire than seeders. **New Phytologist**, v. 230, n. 2, p. 832–844, 2021.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017.

SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes , Failures , and Opportunities Ahead. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 42, p. 465–87, 2011.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 1, p. 46–53, 2004.

TANNUS, J. L. S.; ASSIS, M. A.; MORELLATO, L. P. C. Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de Cerrado no sudeste do Brasil, Itirapina - SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, 2006.

TEMPERTON, V. M. et al. **Assembly Rules and Restoration Ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington, DC, US: Island Press, 2004.

VELDMAN, J. W. et al. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 3, p. 154–162, 2015.

WEIHER, E. et al. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, n. 5, p. 609–620, 1999.

ZALOUMIS, N. P.; BOND, W. J. Grassland restoration after afforestation: No direction home? **Austral Ecology**, v. 36, n. 4, p. 357–366, 2011.

ZANZARINI, V.; ZANCHETTA, D.; FIDELIS, A. Do we need intervention after pine tree removal? The use of different management techniques to enhance Cerrado natural regeneration. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 146–150, 2019.