



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO
E MEIO AMBIENTE (DEBIO)
LABORATÓRIO DE ECOFISIOLOGIA VEGETAL**



DIEGO VIEIRA DA SILVA

**OTIMIZAÇÃO DO USO DE SEMENTES PARA PRODUÇÃO DE MUDAS DE
SPOROBOLUS METALLICOLUS, UMA GRAMÍNEA NATIVA COM POTENCIAL
PARA UTILIZAÇÃO NA RESTAURAÇÃO DE CAMPOS RUPESTRES**

**OURO PRETO
2025**

DIEGO VIEIRA DA SILVA

Otimização do uso de sementes para produção de mudas de *Sporobolus metallicolus*, uma gramínea nativa com potencial para utilização na restauração de campos rupestres

Monografia apresentada ao Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto, como parte das exigências para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador(a): Alessandra Rodrigues Kozovits

Coorientador: Maurílio Assis Figueiredo

**OURO PRETO
2025**

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

S586o Silva, Diego Vieira da.
Otimização do uso de sementes para produção de mudas de *Sporobolus metallicolus*, uma gramínea nativa com potencial para utilização na restauração de campos rupestres. [manuscrito] / Diego Vieira da Silva. - 2025.
31 f.: il.: color., gráf.. + Quadro.

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits.
Coorientador: Dr. Maurílio Assis Figueiredo.
Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto.
Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Graduação em Ciências Biológicas .

1. Campos rupestres. 2. Mudas. 3. Revegetação. 4. Sementes. I. Kozovits, Alessandra Rodrigues. II. Figueiredo, Maurílio Assis. III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU 631.547.1

Bibliotecário(a) Responsável: Sione Galvão Rodrigues - CRB6 / 2526



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
REITORIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E
MEIO AMBIENTE



FOLHA DE APROVAÇÃO

Diego Vieira da Silva

Otimização do uso de sementes para produção de mudas de *Sporobolus metallicolus*, uma gramínea nativa para a restauração de campos rupestres

Monografia apresentada ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas

Aprovada em 25 de agosto de 2025

Membros da banca

Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits – Presidente da banca - Universidade Federal de Ouro Preto
Dra. - Maria Cristina Teixeira Braga Messias - Universidade Federal de Ouro Preto
Dr. Maurílio de Assis Figueiredo - Universidade Federal de Ouro Preto

Alessandra Rodrigues Kozovits, orientadora, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 25/08/2025



Documento assinado eletronicamente por **Alessandra Rodrigues Kozovits, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 26/08/2025, às 19:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0952446** e o código CRC **18E9D1C3**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, início e fim de todas as coisas. Obrigado pela vida, pela saúde e por me permitir chegar, enfim, a este tão esperado momento. Que esta graduação, assim como minha vida, seja instrumento de sua vontade.

À minha mãe, Dona Cida, meu mais profundo agradecimento. Por toda a correria, por todos os anos de esforço em busca da minha felicidade. A Senhora é uma guerreira. Grande é a alegria que Deus me dá ao vê-la firme, correndo lado a lado com nossa família. Esta conquista é sua.

Ao meu pai, Edson da Silva, e aos meus irmãos, Tiago e Ana Júlia, minha eterna gratidão. Independentemente do que acontecer, estarei sempre aqui por vocês.

À minha companheira, Joyce Mendes, que esteve presente em toda esta caminhada, obrigado pelo amor, pela amizade, pela paciência.

À minha tia Adriana e ao meu tio Edilson, meu carinho e gratidão. Ao meu amigo Maxsuel e aos colegas que fiz ao longo do curso, muito obrigado — cada um de vocês teve um papel importante na minha trajetória.

Sou imensamente grato à minha orientadora, Alessandra Kozovits, pela dedicação, paciência, amizade e pelas boas conversas ao longo de toda esta jornada.

Agradeço ainda a todos os professores que fizeram parte desta caminhada, em especial Alisson Almeida, Débora Lobato, Eneida Eskinazi, Yasmine Antonini, Maria Rita Silvério, Cristiano Schettini e Leandro Amorim.

Ao Luciano Pedrosa, pelas conversas do dia a dia no Horto Botânico, minha sincera gratidão. Ao Maurílio Figueiredo, pela boa vontade em sempre me instruir nos experimentos. E à Ana Cristina Cirilo, pelo apoio constante nos momentos em que precisei de ajuda.

Agradeço a Universidade Federal de Ouro Preto pelo ensino de qualidade e a FAPEMIG pelo financiamento deste estudo.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para que eu chegasse até aqui: meus mais sinceros agradecimentos.

RESUMO

A restauração ecológica de campos rupestres impactados pela mineração requer estratégias eficientes e adaptadas às condições ambientais desses ecossistemas singulares. Este trabalho avaliou a produção de mudas da gramínea nativa *Sporobolus metallicolus* em função da densidade de sementeira (100 e 200 sementes por bandeja) e o tempo de armazenamento das sementes (64 meses e 4 meses). O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos (combinações entre densidade de sementeira e tempo de armazenamento) e cinco repetições por tratamento. Cada unidade experimental consistiu em recipientes de alumínio com capacidade de 500 mL, preenchidos com substrato misto de solo da Serra da Brígida e substrato comercial. Aos 104 dias após a sementeira, foram avaliadas o estabelecimento de indivíduos, a biomassa seca da parte aérea e das raízes. Os resultados indicaram que o lote de semente recentes (4 meses de armazenamento) apresentou desempenho superior em todas as variáveis, evidenciando os efeitos negativos do armazenamento prolongado sobre a viabilidade das sementes. Embora a densidade de 200 sementes tenha resultado em maior número absoluto de indivíduos e biomassa, não foram observadas diferenças estatísticas significativas em relação à densidade de 100 sementes. A maior taxa de estabelecimento e o menor risco de competição por recursos sugerem que a utilização de densidade de 100 sementes é mais adequada para a produção de plugues em viveiro. Os dados obtidos reforçam o potencial de *S. metallicolus* para a produção de mudas em viveiro, etapa fundamental no desenvolvimento de estratégias de revegetação em áreas mineradas, desde que práticas como uso de sementes viáveis e otimização da densidade sejam consideradas. Assim, sugere-se que a sementeira em bandejas para a produção de mudas dessa espécie utilize sementes colhidas em até 1 ano em densidade de 100 sementes por 144cm².

Palavras-chave: campos rupestres, produção de mudas, revegetação, sementes nativas, *Sporobolus metallicolus*.

ABSTRACT

The ecological restoration of rupestrian grasslands impacted by mining requires efficient strategies adapted to the environmental conditions of these unique ecosystems. This study evaluated the seedling production of the native grass *Sporobolus metallicolus* as a function of sowing density (100 and 200 seeds per tray) and seed storage time (64 months and 4 months). The experiment was conducted in a greenhouse under a completely randomized design, with four treatments (combinations of sowing density and storage time) and five replications per treatment. Each experimental unit consisted of aluminum trays with a capacity of 500 mL, filled with a mixed substrate composed of soil from Serra da Brígida and commercial substrate. At 104 days after sowing, seedling establishment, shoot dry biomass, and root dry biomass were evaluated. Results indicated that the recent seed lot (4 months of storage) showed superior performance in all variables, evidencing the negative effects of prolonged storage on seed viability. Although the density of 200 seeds resulted in a higher absolute number of individuals and biomass, no statistically significant differences were observed in relation to the density of 100 seeds. The greater efficiency per seed and the lower risk of resource competition suggest that the use of 100 seeds per tray is more suitable for plug production in nurseries. The results highlight the potential of *S. metallicolus* for seedling production in nurseries, a key step in the development of revegetation strategies for mined areas, provided that practices such as the use of viable seeds and optimized sowing density are considered. Thus, it is suggested that sowing in trays for the production of seedlings of this species should use seeds collected within 1 year, at a density of 100 seeds per 144 cm².

Keywords: rupestrian grasslands, seedling production, revegetation, native seeds, *Sporobolus metallicolus*.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Imagem de área degradada pela mineração de bauxita	14
Figura 2 – Cultivo de <i>Sporobolus metallicolus</i> em bandejas sob diferentes experimentos	16
Figura 3 – Vista de plugues de <i>Sporobolus metallicolus</i> obtidos ao final do experimento	16
Figura 4 – Biomassa seca de raiz e parte aérea de <i>Sporobolus metallicolus</i> por tratamento	18
Figura 5 – Número médio de indivíduos por bandeja em diferentes tratamentos ...	19
Figura 6 – Biomassa seca média por indivíduo de <i>Sporobolus metallicolus</i> nos diferentes tratamentos experimentais	20

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Valores de p das comparações estatísticas entre tratamentos de <i>Sporobolus metallicolus</i>	21
---	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	13
2.1 Coleta das sementes	13
2.2 Coleta e preparo dos substratos	14
2.3 Tratamentos Avaliados	15
2.4 Realização e acompanhamento dos experimentos.....	15
2.5 Análises estatísticas.....	17
3 RESULTADOS	17
4 DISCUSSÃO	21
5 CONCLUSÃO.....	24
6 REFERÊNCIAS.....	26

1 INTRODUÇÃO

A Organização das Nações Unidas (ONU) denominou como “Década da Restauração Ecológica” o período de 2021 a 2030, destacando a urgência de ações globais para a recuperação de áreas degradadas e a conservação da biodiversidade (UNITED NATIONS, 2021). Porém, existem lacunas significativas na compreensão sobre como restaurar ecossistemas degradados (SUDING *et al.*, 2015; COOKE *et al.*, 2019) e sobre como medir o seu sucesso (BANDYOPADHYAY *et al.*, 2020; OLIVEIRA *et al.*, 2021; MENÉNDEZ-MIGUÉLEZ *et al.*, 2024). O desafio se torna ainda mais evidente em ambientes campestres e em savanas (PILON *et al.*, 2023), historicamente menos estudados e, muitas vezes, fora do radar das políticas ambientais. Além disso, muitas vezes, o tipo e a intensidade da degradação sofrida nesses ecossistemas demandam soluções ainda mais específicas (DUDLEY *et al.*, 2014; VELDMAN *et al.*, 2015; ARRUDA *et al.*, 2023; PILON *et al.*, 2023). Nesse contexto, é imprescindível aprofundar os estudos sobre as interações ecológicas e os processos de sucessão que regem esses locais e influenciam a regeneração natural ou induzida, bem como sobre o conhecimento das espécies vegetais nativas, seus meios de reprodução e estratégias de estabelecimento. Também é necessário desenvolver práticas especializadas e baseadas em evidências para diferentes tipos de ambientes e níveis de degradação, assegurando assim resultados consistentes nas ações de restauração (HOBBS & HARRIS, 2001; ONÉSIMO *et al.*, 2021; ORDÓÑEZ-PARRA *et al.*, 2022; ARRUDA *et al.*, 2023; BUISSON *et al.*, 2023; PILON *et al.*, 2023; FIGUEIREDO *et al.*, 2024).

Dentre os ecossistemas abertos, os campos rupestres destacam-se mundialmente em função de seus elevados índices de diversidade florística, endemismo, grau de vulnerabilidade e exposição à intensa degradação (FERNANDES *et al.*, 2020). Ocupando menos de 1% de área no Brasil, eles concentram em si cerca de 15% da diversidade vegetal, o que é significativo no país que abriga a maior diversidade de plantas do planeta, com cerca de 46 mil espécies catalogadas até o momento (ALVES & KOLBEK, 1994; PIRANI *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2016). Os campos rupestres são ecossistemas de topos de morros encontrados acima de 900 metros de altitude cuja cobertura vegetal distribui-se em mosaicos de fisionomias herbáceo-arbustivas, com predomínio de gramíneas e ervas, acompanhadas por arbustos e raras árvores tortuosas de pequeno porte (ALVES *et*

al., 2014). As condições ambientais formam um conjunto de filtros severos, incluindo alta radiação solar e amplitude térmica diária, ventos intensos e sazonalidade climática marcante, com invernos secos e verões chuvosos (GIULIETTI, PIRANI, HARLEY, 1997; RAPINI *et al.*, 2008). Os solos dessas áreas são predominantemente rasos, ácidos e com baixa retenção hídrica, apresentando altos teores de alumínio e metais pesados, além de serem pobres em nutrientes essenciais, como fósforo e nitrogênio (BENITES *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.* 2015; FERRARI *et al.*, 2016). Esses solos estão intercalados com afloramentos rochosos de diferentes naturezas, incluindo quartzitos, canga ferruginosa e itabiritos, o que adiciona complexidade ao ecossistema (DORR, 1969).

A teoria dos OCBILs (*Old, Climatically Buffered, Infertile Landscapes*) contribui para a compreensão da singularidade ecológica dos campos rupestres ao evidenciar que paisagens antigas, climaticamente estáveis e com solos extremamente pobres em nutrientes favorecem a preservação de linhagens vegetais ancestrais e o surgimento de espécies altamente especializadas, adaptadas às condições locais após longos processos de isolamento e seleção natural (HOPPER, 2009). Nessa perspectiva, os campos rupestres não apenas concentram biodiversidade excepcional, mas também funcionam como arquivos vivos da história evolutiva da flora. Estratégias típicas da biota OCBIL, como a dispersão limitada de sementes (muitas vezes com dormência prolongada ou inviabilidade), a alta longevidade foliar, o crescimento lento e a elevada vulnerabilidade a distúrbios severos, contribuem para a reduzida capacidade de regeneração natural desses ambientes, tornando-os ainda mais prioritários para ações de conservação e restauração ecológica (LAMBERS *et al.*, 2006; LAMBERS *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2016; ARRUDA *et al.*, 2021).

A mineração de ferro e alumínio e de pedras ornamentais (quartzitos) é a principal causa da degradação dos campos rupestres no Brasil, seguida da expansão imobiliária. Em 2024, a atividade minerária representou 12,64% do valor total das exportações nacionais, sendo o minério de ferro responsável por 55,4% do montante (IBRAM, 2024). Os estados de Minas Gerais e Pará contribuem com 72,8% desse valor. Apesar de sua importância para a economia, a mineração a céu aberto remove completamente a cobertura vegetal e o solo, causando inúmeros impactos, tanto diretos quanto indiretos, às comunidades locais, e gera condições impeditivas para a regeneração natural (JACOBI *et al.*, 2007; NEVES *et al.*, 2016; REZENDE,

2016). Estudos mostram que, mesmo após décadas do encerramento das atividades extrativas, áreas degradadas pela mineração de ferro e alumínio podem permanecer desprovidas de vegetação nativa, devido às características físicas, químicas e biológicas dos substratos pós-minerados (MACHADO *et al.*, 2013; FERNANDES, 2016; LE STRADIC *et al.*, 2018). Caso as atuais tendências de expansão da mineração e outras atividades antrópicas se confirmem no Quadrilátero Ferrífero, principal província mineral de ferro em Minas Gerais, até 35% dos campos rupestres da região serão degradados até 2030 (SONTER *et al.*, 2014).

A restauração de áreas mineradas no país é amparada por dispositivos legais, especialmente pelo Artigo 225, Parágrafo 2º da Constituição Federal. A Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) nº 217/2017 representa um importante avanço ao estabelecer diretrizes mais rigorosas para os Planos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRADs), como a exigência de priorização de uso de espécies nativas. Porém, observa-se na prática, a persistência de planos de restauração ineficientes do ponto de vista ecológico. Isso se deve, entre outros fatores, à escassez de insumos ecológicos disponíveis no mercado, como sementes e mudas de espécies nativas (SANTILLI; DURIGAN, 2014). As abordagens usualmente mais utilizadas para recuperação de áreas campestres são oriundas da experiência adquirida em ambientes florestais e desconsideram as particularidades ecológicas dos campos rupestres (BUISSON *et al.*, 2018). Algumas das práticas mais recorrentes e ineficazes são o plantio de árvores e de espécies exóticas em geral, exigindo manejos de irrigação, correção de pH e adição de fertilizantes químicos (NUNES *et al.*, 2008; BARBOSA *et al.*, 2010; BUSTAMANTE *et al.*, 2012; VALLANO, SELMANTS, ZAVALETA, 2012; VELDMAN *et al.*, 2015a; SHIVEGA & ALDRICH-WOLFE, 2017). Assim, observa-se uma incompatibilidade entre a legislação vigente e sua efetividade, comprometendo a ação de recuperação e funcionalidade ecológica das áreas supostamente restauradas. Recuperar adequadamente essas áreas é fundamental para restabelecer serviços ecossistêmicos de alta relevância para o bem-estar das populações humanas em Minas Gerais, como a recarga de aquíferos e a qualidade das águas que abastecem diversas cidades, inclusive a capital do estado (BRANCALION & HOLL, 2020).

Uma vez que o solo e a vegetação (e todos os demais organismos associados) são completamente removidos para a exploração do minério, técnicas de reconstrução de características básicas para o estabelecimento e crescimento de

plantas nativas devem ser adotadas, respeitando-se sempre as características originais do campo rupestre pré-destruição, ou de áreas nativas de referência próximas. Dentre as diversas técnicas, a transposição de *topsoil* da própria área nativa para a pós-minerada apresenta o maior potencial de efetividade, desde que não sejam adotados manejos de correção de pH e fertilização (SARAIVA *et al.*, 2020; ONÉSIMO *et al.*, 2021; FIGUEIREDO *et al.*, 2024). Embora tal conhecimento já esteja disponível de maneira dispersa em publicações acadêmicas e científicas, verifica-se a necessidade da organização destes em protocolos técnicos específicos para a orientação dos manejos adequados de armazenamento e uso do *topsoil* para fins de recuperação de áreas degradadas de campos rupestres. Em função disso e da tradição de manejos florestais, entre outras coisas, na maior parte das vezes, o potencial regenerativo do *topsoil* é desperdiçado. O resgate de indivíduos de espécies nativas dos campos rupestres na fase que antecede a exploração minerária e seu posterior plantio em área a ser recuperada, embora de extrema importância para a conservação genética, também sofrem com a baixa efetividade. Mais uma vez, a inexistência de protocolos bem estabelecidos para a retirada e manutenção dos indivíduos em viveiros até que possam ser devolvidos ao campo configura-se como lacuna importante, espelhando as baixíssimas taxas de sobrevivência observadas (CASARI *et al.*, em preparação).

Outro gargalo à recuperação de áreas degradadas de campos rupestres é a produção de mudas de espécies nativas em escala comercial (ARRUDA *et al.*, 2010; LE STRADIC *et al.*, 2013; FIGUEIREDO *et al.*, 2024). A literatura científica recente tem trazido avanços promissores da pesquisa nesse sentido, demonstrando a viabilidade técnica da produção de mudas via germinação de sementes e material vegetativo (FIGUEIREDO *et al.*, 2018a, 2018b, 2023, 2024). Entretanto, a baixa proporção de sementes fisiologicamente viáveis, um traço comum de espécies nativas dos campos rupestres, pode ainda representar fator limitante para a produção de mudas em escala comercial (FIGUEIREDO, BAÊTA, KOZOVITS, 2012; GOMES *et al.*, 2015; FIGUEIREDO *et al.*, 2021). O aumento do esforço de coleta de sementes dessas espécies para compensar as baixas taxas de viabilidade pode representar prática desastrosa para a sobrevivência das populações naturais e resiliência dos ecossistemas nativos, devendo ser fortemente regulamentada (NEVILL; CROSS; DIXON, 2018). Assim, o desenvolvimento de técnicas de produção de mudas que diminuam o desperdício de sementes deve ser priorizado. Vários aspectos devem ser

investigados, como a época da coleta, a relação entre o tempo de armazenamento das sementes e suas taxas de germinação, a germinabilidade em diferentes substratos e condições microclimáticas e de luz, e o papel das interações bióticas, como fungos micorrízicos (NOGUEIRA *et al.*, 2005; OLIVEIRA & GARCIA, 2005; FAUSTINO & MACHADO, 2006; NUNES *et al.*, 2008; FIGUEIREDO *et al.* 2012; GOMES *et al.*, 2015; ARRUDA *et al.*, 2020; OLIVEIRA *et al.*, 2021). Após garantir boas taxas de germinação, a qualidade da muda, estimada via parâmetros tais como tamanho, relação raiz: parte aérea, formação de densa malha de raízes, entre outros, deve ser o foco das investigações (OLIVEIRA, PEREIRA, RIBEIRO, 2011; DUTRA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2016). Muitas vezes, inclusive, o cultivo das mudas sob condições que geram nível de estresse semelhante ao que será enfrentado pelas plantas nas áreas degradadas pode aumentar o seu desempenho em campo, mesmo quando as mudas são menores (DUMROESE; LUNA; LANDIS, 2009). No caso de gramíneas, muitas vezes, maiores investimentos para o desenvolvimento de sistemas radiculares vigorosos em detrimento da parte aérea podem ser vantajosos para a sobrevivência e desempenho das mudas em áreas degradadas (LAMBERS *et al.*, 2006).

Poaceae é um dos grupos mais bem representados e dominantes em ambientes de campos (GARCIA *et al.*, 2009; HOPPER, 2009; VELDMAN, 2015b). Compreender, em profundidade, os aspectos fisiológicos e ecológicos de cada espécie desse táxon é passo essencial para o êxito das estratégias de restauração eficientes desses ambientes (FIGUEIREDO *et al.*, 2018). Ao cobrir rapidamente o solo, as gramíneas ajudam a controlar a erosão, reter umidade, formar uma camada de solo e raízes iniciais, diminuindo a compactação e, atuando como facilitadoras da sucessão ecológica ao promoverem um ambiente mais favorável ao estabelecimento de outras espécies nativas (BRINDLE, 2003; LAMBERS *et al.*, 2010; ROCHA *et al.*, 2021; SENA *et al.*, 2021; ÁLVAREZ-HOLGUÍN *et al.*, 2024). Porém, é preciso atenção com espécies exóticas que ocorrem frequentemente em áreas degradadas de ambientes abertos, como o capim gordura (*Melinis minutiflora*) e a braquiária (gênero *Urochloa*), que tendem a dominar as áreas após determinados distúrbios, especialmente quando a disponibilidade de nutrientes é aumentada, como em áreas que recebem fertilização (BUSTAMANTE *et al.*, 2012; FERNANDES *et al.*, 2015; WEIDLICH *et al.*, 2020).

Sporobolus metallicolus é uma gramínea nativa dos campos rupestres, com registros de ocorrência nos estados de Minas Gerais e Paraná. Possui atributos morfológicos e fisiológicos que lhe conferem aptidão ao desenvolvimento em substratos metalíferos (BOECHAT; LONGHI-WAGNER, 1995). A espécie é classificada como “vulnerável” na listagem oficial da flora ameaçada de Minas Gerais (COPAM, 2008), reforçando sua relevância ecológica e a necessidade de atenção conservacionista. Estudos conduzidos por Figueiredo *et al.* (2018) revelaram que as sementes de *S. metallicolus* alcançaram taxas de germinação superiores a 75%, e que os indivíduos iniciaram a fase reprodutiva em cerca de 7 a 8 meses após o plantio, características consideradas favoráveis à produção de mudas. Em continuidade, Figueiredo *et al.* (2023) demonstraram que a produção de plugues da espécie é tecnicamente e economicamente viável, apresentando total sobrevivência em campo e boa resposta ao uso de serapilheira. Para a confecção dos plugues, os autores usaram 270 sementes em bandejas de 4cm de altura, 9 de largura e 16 de comprimento. Ao final de 80 dias após a germinação, cada plugue de 4x3 cm apresentou número médio de 13 indivíduos, com a formação de uma densa malha de raízes bem estabelecidas no substrato testado.

Na intenção de promover a economia de sementes de *S. metallicolus* no processo de produção de mudas, o presente trabalho teve como objetivo comparar diferentes densidades de semeadura e seus efeitos sobre a formação dos plugues (número de indivíduos e biomassa radicular e aérea). Ainda, o efeito do armazenamento de longo prazo das sementes sobre a taxa de estabelecimento e os parâmetros de formação dos plugues foram também avaliados.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Coleta das sementes

As sementes utilizadas no experimento foram coletadas em março de 2019 e março de 2024, na Serra da Brígida, situada dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Cachoeira das Andorinhas, em Ouro Preto – MG (Figura 1). A coleta foi realizada quando as sementes já estavam em processo natural de dispersão e foi realizada em mais de 100 indivíduos. Após este primeiro momento, as sementes

foram secas à sombra e posteriormente as impurezas foram removidas. Aquelas recolhidas em 2019 foram colocadas em sacos plásticos envoltos por saco de papel Kraft e armazenadas em geladeira por 64 meses, à temperatura aproximada de 4°C (SALOMÃO; SILVA, 2003). As sementes coletadas em 2024 foram colocadas em sacos de papel Kraft e armazenadas à temperatura ambiente. Antes da montagem do experimento, as sementes utilizadas foram contabilizadas, removendo-se impurezas e descartando as que apresentavam sinais visíveis de danos e ou imperfeições.

Figura 1 – Imagem de área degradada pela mineração de bauxita (descoberta de vegetação), de onde foi coletado o substrato para o experimento, e em cujas bordas foram coletadas as sementes em populações naturais de *S. metallicolus*. Essa região é conhecida como Serra da Brígida, e localiza-se dentro da APA Cachoeira das Andorinhas (Ouro Preto – MG).



Fonte: Imagem de satélite obtida via Google Earth (acesso em julho de 2025).

2.2 Coleta e preparo dos substratos

O substrato laterítico utilizado neste estudo foi obtido em Mina de bauxita abandonada localizada na Serra da Brígida (APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto – MG; Figura 1). O substrato comercial era composto majoritariamente por compostos orgânicos e esterco bovino. Ambos os substratos foram peneirados em peneira de aproximadamente 4 mm, antes da montagem do experimento.

Os substratos foram misturados na proporção de 1:1 e utilizados para o preenchimento de bandejas de alumínio usadas para a semeadura e crescimento das plantas. Foram utilizadas 20 bandejas de alumínio, com capacidade aproximada de 500 ml e dimensões de 4 cm de altura, 16 cm de comprimento e 9 cm de largura (área

de 144 cm²). As bandejas foram perfuradas na base para drenagem do excesso de água.

2.3 Tratamentos Avaliados

Os tratamentos consistiram na combinação fatorial de duas densidades de semeadura (100 e 200 sementes por bandeja) e dois tempos de armazenamento das sementes, coletadas há 64 meses e há 4 meses. Dessa forma, foram avaliados quatro tratamentos, com cinco repetições por tratamento, totalizando 20 unidades amostrais.

A escolha das densidades testadas foi baseada no estudo de Figueiredo et al. (2023), no qual foram utilizadas 270 sementes por unidade experimental (bandejas de 144 cm²). Visando otimizar o uso desse recurso escasso em ações de restauração ecológica, optou-se por avaliar densidades reduzidas, buscando um equilíbrio entre produtividade e economia de sementes.

2.4 Realização e acompanhamento dos experimentos

O experimento foi realizado em uma casa de vegetação no Horto Botânico da Universidade Federal de Ouro Preto (Horto Jorge Luiz da Silva) entre 04 de julho e 16 de outubro de 2024, totalizando 104 dias de avaliação.

A semeadura foi realizada de forma superficial em 4 de julho de 2024. As sementes foram distribuídas sobre o substrato e recobertas com uma camada fina de aproximadamente 1 mm de substrato. As regas foram realizadas por meio do sistema de aspersão, acionado manualmente, irrigando as bandejas diariamente por 7 a 10 minutos. O experimento foi realizado sob condições de temperatura e luminosidade ambiente, sendo que a área experimental era coberta por lona translúcida. Nenhum tratamento pré-germinativo foi aplicado às sementes. Plantas invasoras foram removidas manualmente sempre que necessário.

Após 14 da semeadura, iniciou-se a germinação das sementes. Aos 90 dias após a germinação, ou seja, 104 dias após a semeadura, contabilizou-se o número de indivíduos por bandeja (Figura 2). As plantas foram cuidadosamente lavadas juntamente para a remoção de resíduos de solo e separadas manualmente em parte aérea e raízes. A aparência geral dos plugues antes da remoção do substrato pode ser observada na Figura 3a, enquanto a porção radicular está ilustrada na Figura 3b. O material vegetal foi acondicionado em envelopes de papel e levado para estufa de

secagem a 50 °C, onde permaneceu até atingir peso constante (cerca de 60 horas). As pesagens foram realizadas em balança analítica, sendo os valores de biomassa seca da parte aérea e das raízes determinados por unidade experimental (bandeja).

Figura 2 – Cultivo de *S. metallicolus* em bandejas sob diferentes experimentos. (a) Cultivo da mesma espécie realizado por Maurílio Figueiredo, em experimento anterior utilizado como base metodológica. (b) Cultivo realizado no Horto Botânico da Universidade Federal de Ouro Preto, com semeadura de diferentes lotes e densidades de sementes da espécie *S. metallicolus*.



Fonte: (a) Acervo pessoal de Maurílio Figueiredo; (b) Acervo pessoal.

Figura 3 – Vista de plugues de *S. metallicolus* obtidos ao final do experimento. (a) Plugue visto de cima, evidenciando o torrão de terra e a parte foliar da gramínea *S. metallicolus*. (b) Vista inferior do mesmo plugue, destacando a rede de raízes finas formada no substrato.



Fonte: Acervo pessoal.

2.5 Análises estatísticas

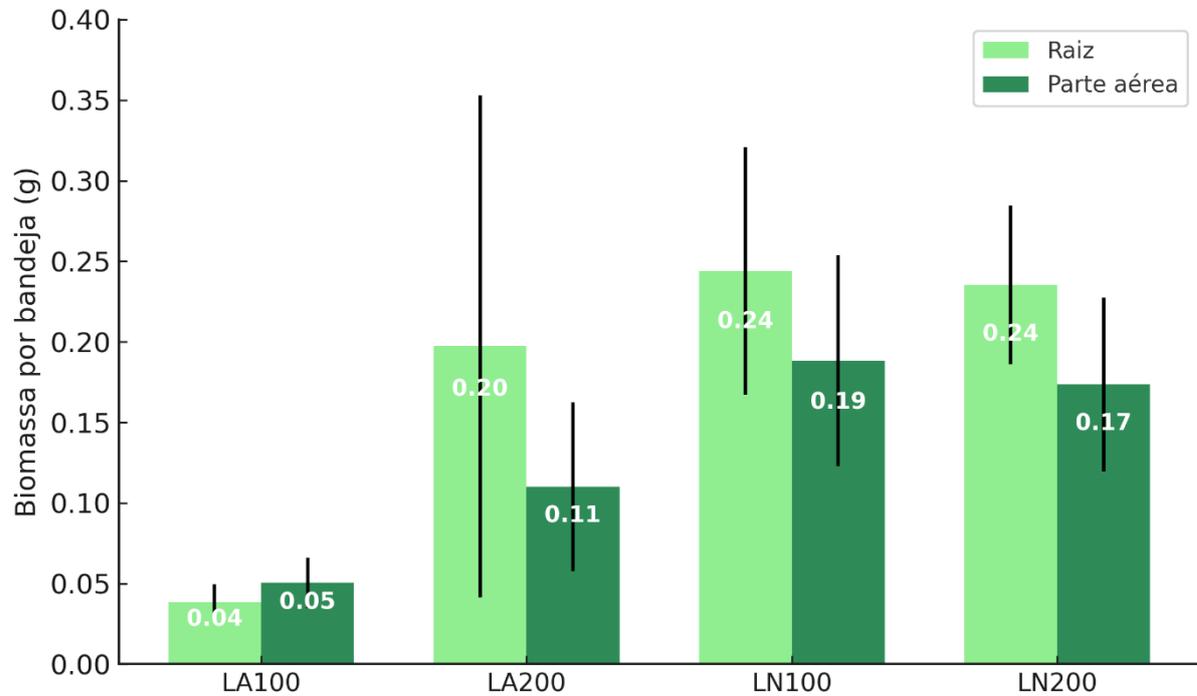
Para a condução das análises estatísticas, utilizou-se o software BioEstat 5.0. Em um primeiro momento, foi aplicado o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk* a cada variável dentro dos tratamentos avaliados. Quando a distribuição dos dados se mostrou normal, recorreu-se ao teste *t de Student* para amostras independentes. Nos casos em que a normalidade não foi atendida, adotou-se o teste não paramétrico de *Mann-Whitney* como alternativa. O nível de significância considerado em todas as análises inferenciais foi de 5% ($p < 0,05$). As comparações foram sempre realizadas entre pares de tratamentos, com a variação de apenas um fator por vez — seja a densidade de semeadura ou o tempo de armazenamento das sementes — a fim de manter as demais condições constantes, conforme os objetivos do estudo.

3 RESULTADOS

Os tratamentos foram codificados da seguinte forma: **LN** (lote novo, sementes coletadas há 4 meses), **LA** (lote antigo, sementes coletadas há 64 meses), e os números representam a densidade de semeadura (100 ou 200 sementes por bandeja). Assim, LN100 corresponde ao tratamento com 100 sementes com 4 meses de armazenamento, LA200 ao tratamento com 200 sementes com 64 meses de armazenamento, e assim por diante.

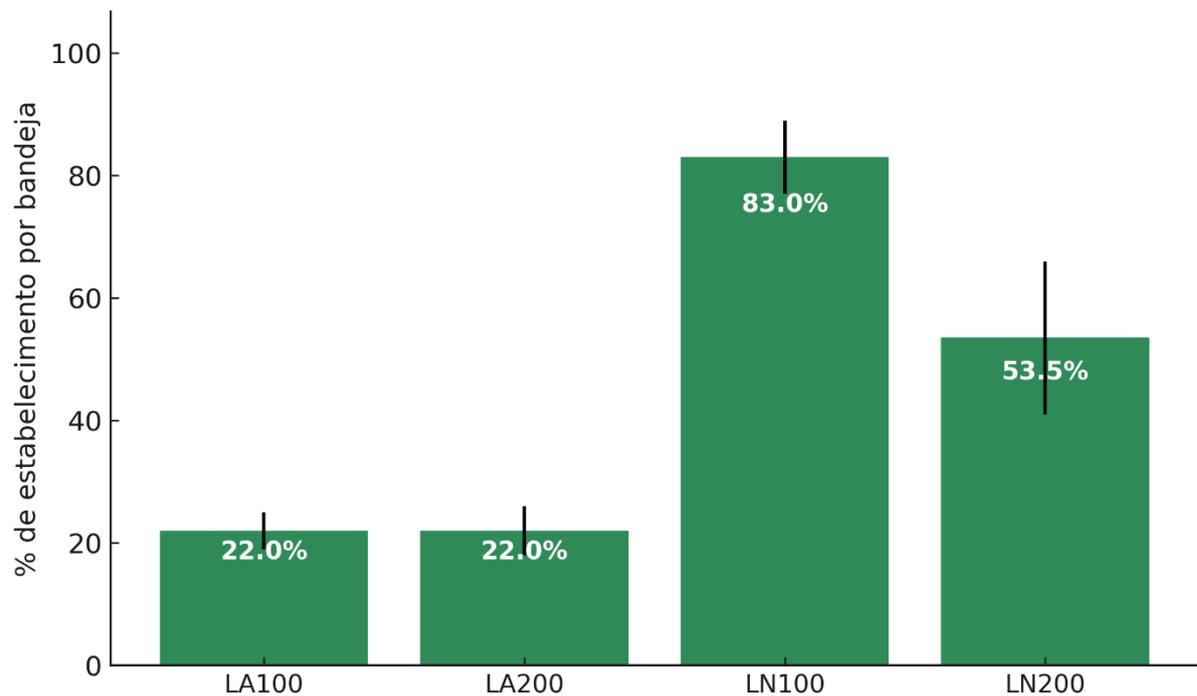
Os maiores valores de biomassa de raiz foram observados nos tratamentos LN100 e LN200 (0,24 g por bandeja em ambos). Em relação à parte aérea, o tratamento LN100 apresentou o maior valor médio (0,19 g), seguido por LN200 (0,17 g). Os menores valores de biomassa foram registrados no tratamento LA100, com 0,04 g para raiz e 0,05 g para parte aérea.

Figura 4 – Biomassa seca de raiz e parte aérea de *S. metallicolus* por tratamento. Médias de biomassa seca (g) por bandeja para raiz e parte aérea da espécie *S. metallicolus*, após 104 dias de cultivo, conforme lote de sementes (64 e 4 meses de armazenamento) e densidade de semeadura (100 e 200 sementes). Barras de erro representam o desvio padrão.



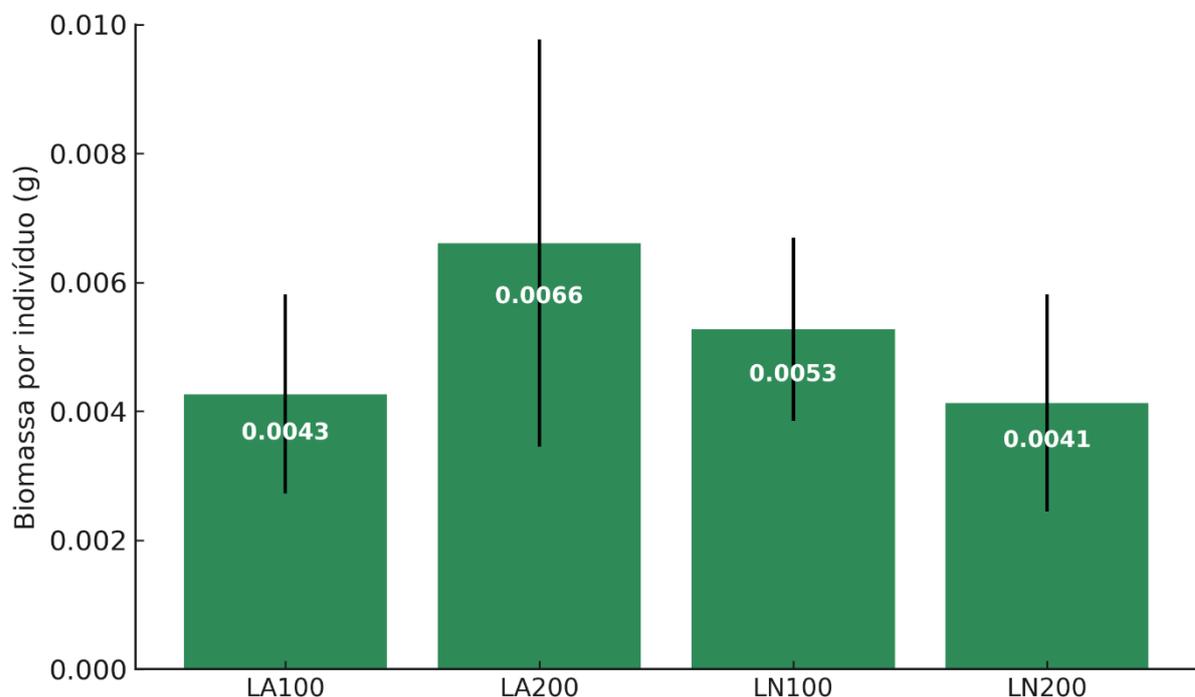
A Figura 5 apresenta o percentual médio de indivíduos vivos por bandeja em cada tratamento. Os tratamentos com o lote novo apresentaram os maiores valores, com destaque para LN200 (107 indivíduos) e LN100 (83 indivíduos). Já os realizados com o lote antigo resultaram em menores médias, com 44 indivíduos no LA200 e 22 no LA100.

Figura 5 – Percentual médio de indivíduos por bandeja em diferentes tratamentos. Média de indivíduos vivos por bandeja após 104 dias de cultivo de *S. metallicolus*, considerando dois lotes de sementes (64 e 4 meses de armazenamento) e duas densidades de semeadura (100 e 200 sementes). As barras verticais indicam o desvio padrão.



A Figura 6 apresenta os valores médios de biomassa seca por indivíduo em cada tratamento. O maior valor foi registrado no tratamento LA200 (0,0066 g), seguido por LN100 (0,0053 g). Os menores valores foram observados nos tratamentos LA100 (0,0043 g) e LN200 (0,0041 g).

Figura 6 – Biomassa seca média por indivíduo de *S. metallicolus* nos diferentes tratamentos experimentais. Valores médios calculados a partir da razão entre a biomassa total (parte aérea + raízes) e o número de indivíduos por bandeja, considerando quatro combinações de lote de sementes (64 e 4 meses de armazenamento) e densidade de semeadura (100 e 200 sementes). As barras representam o desvio padrão.



Os valores de p obtidos nas comparações entre tratamentos estão apresentados no **Quadro 1**. A comparação entre os lotes de sementes armazenadas por 64 meses e 4 meses sob a densidade de 100 sementes por bandeja, revelou diferenças estatisticamente significativas para todas as variáveis analisadas (**Figuras 4 e 5**): número de indivíduos ($p = 0,0090$), peso seco da raiz ($p = 0,0090$) e peso seco da parte aérea ($p = 0,0077$). Sob a densidade de 200 sementes por bandeja, a comparação entre os dois lotes indicou diferença significativa apenas para o número de indivíduos ($p = 0,0053$), enquanto o peso seco da raiz ($p = 0,6128$) e da parte aérea ($p = 0,1301$) não apresentaram diferença significativa.

A comparação entre as densidades de 100 e 200 sementes por bandeja evidenciou diferenças significativas para todas as variáveis analisadas no lote com 64 meses de armazenamento, com valores mais elevados nas bandejas com 200 sementes: número de indivíduos ($p = 0,0055$), peso seco da raiz ($p = 0,0090$) e da parte aérea ($p = 0,0090$). No lote com 4 meses de armazenamento, essa comparação não apresentou diferenças estatisticamente significativas para nenhuma das variáveis avaliadas: número de indivíduos ($p = 0,1466$), peso seco da raiz ($p = 0,8608$) e da parte aérea ($p = 0,7893$).

Quadro 1 – Valores de p das comparações estatísticas entre tratamentos de *S. metallicolus*. Testes aplicados: *t* de Student ou Mann-Whitney, conforme a normalidade. Variáveis: número de indivíduos, biomassa seca de raiz e parte aérea. Nota: O asterisco (*) indica as comparações realizadas com o teste de Mann-Whitney, utilizado quando os dados não apresentaram normalidade.

Comparação	Variável	Valor de p
Lote 64 meses vs. Lote 4 meses (100 sementes)	Número de indivíduos	0,0090*
	Peso seco das raízes	0,0090*
	Peso seco da parte aérea	0,0077
Lote 64 meses vs. Lote 4 meses (200 sementes)	Número de indivíduos	0,0053
	Peso seco das raízes	0,6128
	Peso seco da parte aérea	0,1301
100 vs. 200 sementes – Lote 64 meses	Número de indivíduos	0,0055
	Peso seco das raízes	0,0090*
	Peso seco da parte aérea	0,0090*
100 vs. 200 sementes – Lote 4 meses	Número de indivíduos	0,1466
	Peso seco das raízes	0,8608
	Peso seco da parte aérea	0,7893

4 DISCUSSÃO

Os resultados indicaram que o lote de sementes mais recente (4 meses) apresentou desempenho superior ao lote armazenado por 64 meses, tanto em número de indivíduos quanto em biomassa acumulada, nas duas densidades de semeadura avaliadas. Essa diferença foi mais evidente sob a densidade de 100 sementes, na

qual todas as variáveis analisadas apresentaram diferenças estatisticamente significativas a favor do lote novo, conforme ilustrado nas Figuras 4 e 5. A superioridade do lote com 4 meses de armazenamento demonstra a importância da viabilidade fisiológica das sementes, que pode ser comprometida pelo armazenamento prolongado. No entanto, cabe destacar que a análise de estabelecimento foi realizada apenas ao final do experimento (104 dias após a semeadura), o que limita a avaliação contínua do processo, já que não foram feitas contagens periódicas das plântulas e do número total de germinações ao longo do experimento. Isso impede a análise sobre a mortalidade das plântulas e do número total de germinações ao longo do tempo. Além do tempo de armazenamento, é possível que fatores como condições de coleta e conservação também tenham influenciado nos resultados observados. O lote de sementes que foi submetido a armazenamento prolongado apresentou taxa de estabelecimento inferiores às taxas de estabelecimento observadas em estudos similares com sementes que foram armazenadas por períodos menores. Ao avaliar a taxa de estabelecimento em sementes armazenadas, respectivamente, por 2 e 4 meses, Figueiredo et al. (2021) e Figueiredo et al. (2023) obtiveram resultados entre 57% e 76%. Esses achados estão alinhados com a literatura que aponta para a capacidade germinativa e do acúmulo de biomassa em sementes nativas submetidas a longos períodos de armazenamento (MELO, RIBEIRO, LIMA, 1979; CARMONA *et al.*, 1998; FIGUEIREDO *et al.*, 2018; BUISSON *et al.*, 2021; SILVA, 2025).

No entanto, neste estudo, a taxa de estabelecimento das sementes armazenadas por 4 meses foi igual ou superior aos valores observados por Figueiredo *et al.* (2021) e Figueiredo *et al.* (2023), especialmente sob a densidade de 100 sementes por bandeja, na qual foi registrada estabelecimento de 83%. Esses resultados indicam que as sementes utilizadas apresentavam boa qualidade fisiológica, e que os fatores experimentais empregados foram eficazes para promover o estabelecimento das plântulas.

Considerando os melhores resultados apresentados pelo lote de sementes com 4 meses de armazenamento, as análises subsequentes sobre o efeito da densidade de semeadura foram direcionadas apenas a este lote, que representa um cenário mais adequado para avaliar estratégias de otimização do uso de sementes.

No lote com armazenamento recente, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas entre as densidades de 100 e 200 sementes por

bandeja para nenhuma das variáveis analisadas (Quadro 1). A média da biomassa total obtida em ambos os tratamentos foi próxima, indicando que o aumento do número de sementes não resultou em incremento expressivo de produção. Nesse contexto, o rendimento proporcional foi maior no tratamento com 100 sementes, já que a utilização de 200 sementes não gerou retorno proporcional em termo de biomassa acumulada.

Essa ausência de ganho expressivo pode estar relacionada à competição intraespecífica gerada pelo maior número de plântulas por bandeja. Em espaços restritos, a alta densidade pode limitar o crescimento individual das plantas, comprometendo o aproveitamento total dos recursos disponíveis, como luz, água e nutrientes. Esse tipo de competição já foi apontado em outros estudos como fator limitante na produção de mudas em ambientes controlados (TILMAN, 1997; LAMBERS *et al.*, 2010; SENA *et al.*, 2021). Para a mesma espécie, *S. metallicolus*, foram relatados a ocorrência de mortalidade de plântulas em cultivos com maior densidade de sementes, possivelmente em virtude da competição indivíduos (FIGUEIREDO *et al.*, 2018).

Essa abordagem utilizando menor número de sementes também apresenta benefícios ecológicos, especialmente para espécies com produção de sementes limitada. Ao reduzir a densidade de semeadura, é possível minimizar a coleta de sementes dessas populações naturais, diminuindo o impacto sobre os ambientes. A coleta excessiva de sementes pode comprometer a regeneração natural das espécies.

Embora o desempenho obtido neste estudo tenha sido positivo, os valores absolutos de biomassa, 0,39 g em média por bandeja no tratamento com 100 sementes do lote com 4 meses de armazenamento, foram inferiores aos apresentados por Figueiredo *et al.* (2023), que utilizaram 270 sementes por bandeja, alcançando, em média, 3,2 g de biomassa seca e 156 indivíduos por bandeja. No entanto, quando analisados proporcionalmente, nota-se que o presente experimento obteve uma maior taxa de estabelecimento de indivíduos (83% contra 57%), ainda que a biomassa por semente tenha sido consideravelmente inferior. Essa diferença pode estar relacionada a fatores como excesso de irrigação ou diferenças na composição do substrato, uma vez que o tempo de cultivo foi semelhante em ambos os estudos. Pode ter ocorrido que a alta umidade, associada à ausência de controle climático mais preciso na estufa, tenha limitado o desenvolvimento radicular e aéreo das plântulas.

Nesse sentido, recomenda-se que estudos futuros avaliem o desempenho das mudas sob diferentes composições de solo e regimes de irrigação, simulando com maior fidelidade as condições dos campos rupestres restaurados. Além disso, investigações que avancem para a etapa de transplante e acompanhamento em campo serão essenciais para verificar o potencial de sobrevivência, estabelecimento e contribuição ecológica das mudas produzidas em escala.

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que o lote de sementes com 4 meses de armazenamento apresentou melhores resultados tanto no número de indivíduos estabelecidos quanto na biomassa acumulada. Esses dados indicam que o tempo de armazenamento pode afetar a viabilidade das sementes de *Sporobolus metallicolus*, afetando diretamente o desempenho na produção de mudas.

Embora as bandejas semeadas com 200 sementes tenham resultado em maior número de indivíduos e biomassa total, a ausência de diferenças estatisticamente significativas em relação às bandejas com 100 sementes sugere que, no final do experimento, a competição intraespecífica limitou o crescimento das plântulas nas bandejas com maior densidade de sementes. Esse efeito da competição pode ter se intensificado ao longo do tempo, o que pode ter mascarado uma possível vantagem do maior número de sementes no início. Se as mudas tivessem sido avaliadas em um período de tempo menor, é possível que uma diferença mais significativa entre as densidades fosse observada.

A combinação entre alta viabilidade e densidade otimizada pode tornar a produção de plugues mais eficiente em ambientes controlados, favorecendo estratégias de restauração de áreas mineradas nos campos rupestres. Esses resultados dialogam com as observações de Figueiredo *et al.* (2018), que destacam a importância do uso racional de sementes nativas em ações de restauração.

Esses resultados reforçam o potencial de *Sporobolus metallicolus* na restauração de áreas mineradas, em consonância com os achados de Figueiredo *et al.* (2018, 2023). A eficiência observada em condições controladas aponta para a viabilidade do uso da espécie na produção de mudas, mas também destaca a necessidade de investigar seu desempenho em diferentes condições ambientais e de

ampliar o conhecimento sobre outras espécies nativas, visando estratégias de restauração mais diversificadas e eficazes.

6 REFERÊNCIAS

- ÁLVAREZ-HOLGUÍN, A.; *et al.* Grass species with potential for rangelands restoration in northern Mexico: an assessment with environmental niche modeling. *Scientific Reports*, Londres, v. 14, n. 6318, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-56918-1>.
- ALVES, R. J. V.; KOLBEK, J. Plant species endemism in savanna vegetation on table mountains (campo rupestre) in Brazil. *Vegetatio*, Dordrecht, v. 113, p. 125–139, 1994. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00044230>. Acesso em 18 de ago. 2025.
- ALVES, R. J. V.; *et al.* Circumscribing campo rupestre – megadiverse Brazilian rocky montane savannas. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 74, n. 2, p. 355-362, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.23212>.
- ARRUDA, L. J.; *et al.* Resgate e translocação de *Oncidium warmingii* (Orchidaceae), espécie ameaçada de extinção de campo rupestre ferruginoso. *Neotropical Biology and Conservation*, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 10–15, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4013/nbc.2010.51.02>.
- ARRUDA, A. J.; *et al.* Limited seed dispersability in a megadiverse OCBIL grassland. *Biological Journal of the Linnean Society*, Oxford, v. 133, n. 2, p. 499–511, 30 out. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa145>.
- ARRUDA, A. J.; *et al.* Ten principles for restoring campo rupestre, a threatened tropical, megadiverse, nutrient- impoverished montane grassland. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 31, n. 7, artigo e13924, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13924>.
- BANDYOPADHYAY, S.; *et al.* Forest restoration as a response to natural disturbances in boreal forests: a review of ecological and economic aspects. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Abingdon, v. 35, n. 8, p. 589–604, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/tqem.21641>.
- BARBOSA, N. P. U.; *et al.* Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions*, Dordrecht, v. 12, p. 3745–3755, 2010. Disponível em: https://www.debio.ufop.br/sites/default/files/debio/files/2010_barbosa_etal.pdf.
- BENITES, V. M.; *et al.* Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. *Floresta e Ambiente*, Seropédica, v. 10, n. 1, p. 76-85, 2003. Disponível em: <http://www.floram.periodikos.com.br/article/588e2202e710ab87018b45f3>. Acesso em 18 de ago. 2025.
- BOECHAT, S. de C.; LONGHI-WAGNER, H. M. O gênero *Sporobolus* (Poaceae: Chloridoideae) no Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, Brasília, v. 9, n. 1, p. 21-67, 1995. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/BwwtJqC7mJSCCQvMCfPdnTC/?lang=pt>. Acesso em 18 de ago. 2025.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal, 1988.
- BRINDLE, F. A. Use of native vegetation and biostimulants for controlling soil erosion on steep terrain. *Transportation Research Record*, Washington, D.C., n. 1819, p. 203–209, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.3141/1819a-30>.
- BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Guidance for successful tree planting initiatives. *Journal of Applied Ecology*, v. 57, n. 12, p. 2349-2360, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725>.
- 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, 2018. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12470>.

BUISSON, E. *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration Ecology*, v. 29, n. 8, e13292, 2021. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13292>.

BUISSON, E.; *et al.* A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 31, n. 2, artigo e13292, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13292>.

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*, Dordrecht, v. 213, p. 795–808, 2012. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-012-0042-4>. Acesso em 18 de ago. 2025.

CARMONA, R.; MARTINS, C. R.; FÁVERO, A. P. Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do Cerrado. *Revista Brasileira de Sementes*, Londrina, v. 20, n. 1, p. 16–22, 1998. Disponível em: DOI: [10.17801/0101-3122/rbs.v20n1p16-22](https://doi.org/10.17801/0101-3122/rbs.v20n1p16-22)

COOKE, S. J.; BENNETT, J. R.; JONES, H. P. We have a long way to go if we want to realize the promise of the "Decade on Ecosystem Restoration". *Conservation Science and Practice*, Hoboken, v. 1, n. 10, artigo e129, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/csp2.129>.

DORR, J. V. N. Physiographic, stratigraphic, and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office, 1969. (U.S. Geological Survey Professional Paper, 641-A). Disponível em: <https://doi.org/10.3133/pp641A>.

DUDLEY, N.; GALT, R. E.; MURTI, R. Pastagens e savanas: necessidades globais e oportunidades de conservação e restauração. Tradução: Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira. Gland (Suíça): UICN – União Internacional para a Conservação da Natureza, 2014. Disponível em: DOI: 10.1111/rec.13272

DUMROESE, R. K.; LUNA, T.; LANDIS, T. D. (eds.). *Manual de viveiro para plantas nativas: um guia para viveiros tribais* – Volume 1: Gestão de viveiros. Manual de Agricultura 730. Washington, D.C.: Departamento de Agricultura dos EUA, Serviço Florestal, 2009. 302 p.

DUTRA, T. R.; *et al.* Crescimento inicial e qualidade de mudas de caviúna-do-cerrado e caroba-do-campo em resposta à adubação nitrogenada. *Agropecuária Científica no Semiárido*, Patos, v. 11, n. 3, p. 52–61, 2015. Disponível em: <https://acsa.revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/647/pdf>. Acesso em 18 de ago. 2025.

FAUSTINO, T. C.; MACHADO, C. G. Frugivoria por aves em uma área de campo rupestre na Chapada Diamantina, BA. *Revista Brasileira de Ornitologia*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 137–143, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/237500338_Frugivoria_por_aves_em_uma_area_de_campo_rupestre_na_Chapada_Diamantina_BA. Acesso em 18 de ago. 2025.

FERNANDES, G. W.; *et al.* Ocorrência de plantas não nativas e exóticas em áreas restauradas de campos rupestres. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 463–482, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582015000300009>.

FERNANDES, G. W. The shady future of the rupestrian grassland: major threats to conservation and challenges in the Anthropocene. In: FERNANDES, G. W. (org.). *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Cham: Springer, 2016. p. 545-561. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_23.

FERNANDES, G. W.; *et al.* Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: a road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, Amsterdã, v. 18, p. 213–222, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.004>.

FIGUEIREDO, M. A.; BAËTA, H. E.; KOZOVITS, A. R. Germination of native grasses with potential application in the recovery of degraded areas in Quadrilátero Ferrífero, Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 12, n. 3, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300013>.

FIGUEIREDO, M. A.; *et al.* Propagation and establishment of rupestrian grassland grasses for restoration of degraded areas by mining. *Brazilian Journal of Botany*, São Paulo, v. 41, p. 1–17, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0456-x>.

FIGUEIREDO, M. A.; *et al.* Growing *Periandra mediterranea* on post-mining substrate: native Fabaceae with potential for revegetation of degraded rupestrian grasslands in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 232–239, abr./jun. 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0381>.

FIGUEIREDO, M. A.; *et al.* Native grass sod and plug production as an alternative technique to restore neotropical rupestrian grassland after mining. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 31, n. 8, artigo e13966, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13966>.

FIGUEIREDO, M. A.; *et al.* Topsoil volume optimization in the restoration of post-mined areas. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 32, n. 7, artigo e14222, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.14222>.

FIGUEIREDO, M. A.; *et al.* Direct seeding in the restoration of post-mined campo rupestre: germination and establishment of 14 native species. *Flora*, Amsterdã, v. 276-277, artigo 151772, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151772>.

GARCIA, R. J. F.; *et al.* A contribution to the phytogeography of Brazilian campos: an analysis based on Poaceae. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 32, n. 4, p. 703–713, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000400009>.

GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. Espinhaço Range region. In: SILVA, M.; ABDALA, F. (org.). *Biodiversity in Brazil: a first approach*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1997. p. 397–404. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/369553733_ESPINHACO_RANGE_region. Acesso em 18 de ago. 2025.

GOMES, V. M.; *et al.* Crescimento e desempenho de espécies nativas de campo rupestre em áreas degradadas quartzíticas. *Neotropical Biology and Conservation*, Porto Alegre, v. 10, n. 3, p. 159–168, 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/288024788>. Acesso em 18 de ago. 2025.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 9, n. 2, p. 239–246, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x>.

HOPPER, S. D. OCBT theory: a new evolutionary and conservation framework for ancient lineages on old, climatically buffered, infertile landscapes. *Biological Journal of the Linnean Society*, Oxford, v. 101, n. 2, p. 193-211, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-009-0068-0>.

IBRAM. *Mineração em números 2024*. Brasília, DF: Instituto Brasileiro de Mineração, 2024. Disponível em: <https://ibram.org.br/mineracao-em-numeros/>.

JACOBI, C. M.; *et al.* Comunidades vegetais em afloramentos de ironstone: um ecossistema brasileiro diverso e ameaçado. *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 16, p. 2185–2200, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8>.

LAMBERS, H.; *et al.* Root structure and functioning for efficient acquisition of phosphorus: matching morphological and physiological traits. *Annals of Botany*, Oxford, v. 98, n. 4, p. 693–713, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aob/mcl114>.

LAMBERS, H.; *et al.* Plant mineral nutrition in ancient landscapes: high plant species diversity on infertile soils is linked to functional diversity for nutritional strategies. *Plant and Soil*, Dordrecht, v. 348, p. 7–27, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0977-6>.

LE STRADIC, S.; *et al.* The role of native woody species in the restoration of campos rupestres in quarries. *Applied Vegetation Science*, Hoboken, v. 17, n. 1, p. 109–120, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/avsc.12058>.

LE STRADIC, S.; *et al.* No recovery of campo rupestre grasslands after gravel extraction: implications for conservation and restoration. *Environmental Management*, Nova Iorque, v. 61, p. 507–518, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12713>.

MACHADO, N. A. M.; *et al.* Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: a promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. *Journal of Environmental Management*, Amsterdã, v. 129, p. 149–156, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.006>.

MELO, J. T.; RIBEIRO, J. F.; LIMA, V. L. G. F. Germinação de sementes de algumas espécies arbóreas nativas do Cerrado. *Revista Brasileira de Sementes*, Londrina, v. 1, n. 2, p. 8–12, 1979.

MENÉNDEZ-MIGUÉLEZ, M. *et al.* Restoration is not enough: a global synthesis shows the need to integrate ecological restoration and conservation. *Frontiers in Forests and Global Change*, Lausanne, v. 7, artigo 1420127, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1420127>.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa COPAM nº 217, de 6 de dezembro de 2017. Estabelece critérios para elaboração, apresentação, aprovação, implantação e acompanhamento de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas. Belo Horizonte: COPAM, 2017.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. Deliberação COPAM nº 367, de 15 de dezembro de 2008. Aprova a lista de espécies da flora ameaçadas de extinção no estado de Minas Gerais. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=9450>.

NEVES, A. C. O.; *et al.* Neglect of ecosystem services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 1, p. 24–27, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>.

NEVILL, P. G.; CROSS, A. T.; DIXON, K. W. Ethical seed sourcing is a key issue in meeting global restoration targets. *Current Biology*, v. 28, n. 24, p. R1378–R1381, 2018. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.11.015>.

NOGUEIRA, R. E.; *et al.* Fungos micorrízicos associados a orquídeas em campos rupestres na região do Quadrilátero Ferrífero, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 19, n. 3, p. 417–424, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/GQThD3Qzh5KbbnXSM93XP7s/?format=html&lang=pt>. Acesso em 18 de ago. 2025.

NUNES, U. R.; *et al.* Efeito da época de colheita, irrigação e permanência de sementes em solo seco no desenvolvimento inicial de plântulas de *Syngonanthus elegans* (Bong.) Ruhland. *Revista Brasileira de Sementes*, Londrina, v. 30, n. 3, p. 64–70, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-31222008000300009>.

OLIVEIRA, P. G.; GARCIA, Q. S. Efeitos da luz e da temperatura na germinação de sementes de *Syngonanthus elegantulus* Ruhland, *S. elegans* (Bong.) Ruhland e *S. venustus* Silveira (Eriocaulaceae). *Acta Botanica Brasílica*, v. 19, n. 3, p. 639–645, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/996cg4dvs479ykcyXKqYzVh/?lang=pt>. Acesso em 18 de ago. 2025.

OLIVEIRA, M. C.; PEREIRA, D. J. S.; RIBEIRO, J. F. *Viveiro e produção de mudas de algumas espécies arbóreas nativas do Cerrado*. 2. ed. rev. e ampl. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2011.

OLIVEIRA, R. S.; *et al.* Mineral nutrition of *campos rupestres* plant species on contrasting nutrient-impooverished soil types. *New Phytologist*, v. 205, n. 3, p. 1185-1194, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.13175>.

OLIVEIRA, M. C.; *et al.* Manual de viveiro e produção de mudas: espécies arbóreas nativas do Cerrado. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2016.

OLIVEIRA, A. C. C.; FORTI, V. A.; VIANI, R. A. G. Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 29, n. 6, artigo e13534, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13534>.

ONÉSIMO, C. M. G.; *et al.* Ecological succession in areas degraded by bauxite mining indicates successful use of topsoil. *Restoration Ecology*, Hoboken, v. 29, n. 1, artigo e13303, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13303>.

ORDÓÑEZ-PARRA, M.; *et al.* Rock n' Seeds: A database of seed functional traits and germination experiments from Brazilian rock outcrop vegetation. *Ecology*, v. 103, n. 12, artigo e3852, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecy.3852>.

PILON, N. A.; *et al.* Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: an overview of the techniques applied for Cerrado. *Journal of Applied Ecology*, v. 60, n. 5, p. 849-858, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14368>

PIRANI, J. R.; MELLO-SILVA, R.; GIULIETTI, A. M. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais, Brasil. *Boletim de Botânica*, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 1–24, 2003. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v21i1p1-24>

RAPINI, A.; *et al.* A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, v. 4, n. 1-2, p. 15-24, 2008. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/265507982>. Acesso em 18 de ago. 2025.

REZENDE, V. L. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v. 28, n. 3, p. 375-384, set./dez. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160304>.

ROCHA, F. C. G., *et al.* Chemical and microstructural behaviour of ferruginous rocky outcrops topsoils applied to degraded mining areas. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, Abingdon, v. 35, n. 3, p. 219–234, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/17480930.2020.1815932>.

SALOMÃO A. N. & SILVA; J. C. S., 2003. Germinação, análise e armazenamento de sementes. In: Salomão A. N (Ed.). Germinação de sementes e produção de mudas de plantas do cerrado. Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, p.3-8

SANTILLI, C.; DURIGAN, G. Do alien species dominate plant communities undergoing restoration? A case study in the Brazilian savanna. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 371–382, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/279026262_Do_alien_species_dominate_plant_communities_undergoing_restoration_A_case_study_in_the_Brazilian_savanna. Acesso em 18 de ago. 2025.

SARAIVA, D. F.; *et al.* Gramíneas nativas potenciais para revegetação de áreas degradadas, a partir da avaliação de *topsoil* de campo rupestre ferruginoso. *Hoehnea*, São Paulo, v. 47, artigo e1122019, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-112/2019>.

SENA, L.; BAHIA, T. de O.; FERNANDES, G. W. Vegetative propagation of *Schizachyrium tenerum* (Poaceae) under different substrates and environments. *Floresta e Ambiente*, v. 28, n. 2, artigo e20200051, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2020-0051>.

- SHIVEGA, W. G.; ALDRICH-WOLFE, L. Native plants fare better against an introduced competitor with native microbes and lower nitrogen availability. *AoB Plants*, v. 9, n. 1, 2017. Disponível em: [10.1093/aobpla/plx004](https://doi.org/10.1093/aobpla/plx004).
- SILVA, M. B.; *et al.* Resgate de mudas de *Lychnophora pohlii* Schultz-Bip como alternativa para recuperação e conservação de campo rupestre. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais*, v. 17, n. 3, p. 459–467, 2015. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.5380/rf.v45i3.31949>.
- SILVA, E. J. S. Fenologia reprodutiva, produção e qualidade de sementes de gramíneas nativas para a restauração do Cerrado. 2025. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2025.
- SILVEIRA, F. A. O.; *et al.* Ecology and evolution of plant diversity in the endangered *campo rupestre*: a neglected conservation priority. *Plant and Soil*, v. 403, p. 129-152, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>.
- SONTER, L. J.; *et al.* Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle. *Global Environmental Change*, v. 26, n. 1, p. 63–72, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.03.014>.
- SUDING, K.; *et al.* Committing to ecological restoration. *Science*, v. 348, n. 6235, p. 638-640, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaa4216>.
- TILMAN, D. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology*, v. 78, n. 1, p. 81–92, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0081:CIRLAG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0081:CIRLAG]2.0.CO;2)
- UNITED NATIONS. *UN Decade on Ecosystem Restoration 2021-2030*. 2021. Disponível em: <https://www.decadeonrestoration.org/pt-br>.
- VALLANO, D. M.; SELMANTS, P. C.; ZAVALETA, E. S. Simulated nitrogen deposition enhances the performance of an exotic grass relative to native serpentine grassland competitors. *Plant Ecology*, v. 213, p. 1015–1026, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/257671917_Simulated_nitrogen_deposition_enhances_the_performance_of_an_exotic_grass_relative_to_native_serpentine_grassland_competitors.
- 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, 2015a. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/274382954_Toward_an_old-growth_concept_for_grasslands_savannas_and_woodlands.
- VELDMAN, J. W. *et al.* Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, v. 65, n. 10, p. 1011-1018, 2015b. Disponível em: DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biv118>.
- VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 58, n. 1, p. 159–177, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860200758112>.
- WEIDLICH, E. W. A.; *et al.* Controlling invasive plant species in ecological restoration: a global review. *Journal of Applied Ecology*, v. 57, p. 1806–1817, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>.