

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

Produção e plantio de mudas de gramíneas nativas para restauração de  
fisionomias abertas do Cerrado

**Ana Carolina Cardoso de Oliveira**

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

Piracicaba  
2023



Ana Carolina Cardoso de Oliveira  
Mestra em Agricultura e Ambiente

**Produção e plantio de mudas de gramíneas nativas para restauração de fisionomias  
abertas do Cerrado**

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:  
Prof. Dr. **RICARDO AUGUSTO GORNE VIANI**

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

Piracicaba  
2023

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

Oliveira, Ana Carolina Cardoso de

Produção e plantio de mudas de gramíneas nativas para restauração de fisionomias abertas do Cerrado / Ana Carolina Cardoso de Oliveira. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2023.

70 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Poacea 2. Qualidade de sementes 3. Plantio de mudas 4. Semeadura direta 5. Restauração ecológica I. Título



## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Dr. Ricardo Viani, pelos 10 anos de orientação, amizade, conhecimentos compartilhados, e incentivos para minha vida acadêmica e profissional ao longo de toda essa trajetória.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais da Universidade de São Paulo (USP), pelo qual fui acolhida e contemplada com a bolsa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) durante a maior parte do doutorado. Agradeço também ao Instituto de Pesquisas Florestais (IPEF) pela concessão de bolsa no período inicial do doutorado, e ao Programa de Internacionalização da USP e ao Programa de Doutorado Sanduíche da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida para realização do Doutorado Sanduíche por seis meses na Universidade da Califórnia - Davis, onde pude criar conexões e aprofundar meus conhecimentos relacionados às áreas de ecologia da restauração e ecologia funcional de fisionomias abertas no Laboratório de Ecologia Funcional coordenado pela Professora Dra. Jennifer Funk.

Agradeço ao Laboratório de Silvicultura e Pesquisas Florestais, coordenado pelo meu orientador Prof. Ricardo Viani, onde pude conhecer pessoas maravilhosas que farão parte do resto da minha vida. Agradeço por todo apoio nas pesquisas que ali realizei e por todas as oportunidades valiosas que me proporcionou para que me tornasse quem sou hoje profissionalmente e pessoalmente. Agradeço a todos que de alguma forma ajudaram neste experimento, em especial à Luana, que sempre esteve disposta a ajudar nos experimentos desta tese, da instalação à coleta de dados, inclusive durante a pandemia. Obrigada pelo apoio, amizade e por ser mais uma apaixonada pelo Cerrado!

Agradeço ao Professor Dr. Rafael Oliveira pela oportunidade de ampliar o alcance do meu projeto de doutorado por meio do projeto temático “Restaurando ecossistemas neotropicais secos - seria a composição funcional das plantas a chave para o sucesso?” (FAPESP 2019/07773-1). Agradeço também às técnicas do projeto, e aos membros do Laboratório de Ecologia Funcional da Universidade de Campinas que me acolheram e ajudaram muito no experimento de campo na Chapada dos Veadeiros. Sou muito grata a todos e a todos os momentos que compartilhamos a vida na Chapada!

Agradeço à Dra. Jennifer Funk pela confiança em me receber em seu laboratório, por me acolher e apoiar durante todo o período, pelas conversas sobre ciência e sobre a vida. Sou muito grata por ter me recebido, o que possibilitou meu crescimento pessoal, profissional e ainda permitiu que eu conhecesse pessoas incríveis do Funktional Ecology Lab na UC Davis. Agradeço a todos da Estação Ecológica de Itirapina, pelo apoio e dedicação na implantação do experimento, desde o preparo do solo ao plantio. Agradeço especialmente à gestora Denise, ao Rosendo e ao Olívio, fundamentais para a instalação e manutenção do experimento na EEI. Agradeço à Mariana Nardi, pelo apoio na coleta e processamento dos dados de cobertura do solo, e à Dra. Clíssia Barboza da Silva (Cena/USP) pela permissão e apoio para obtenção das imagens de e raio-X das sementes usadas nesta tese.

Agradeço a Associação Cerrado de Pé, à Semeia Cerrado e à Rede de Sementes do Cerrado por facilitarem a aquisição de sementes de gramíneas nativas para pesquisa, e pelo apoio à toda pesquisa que visa melhorar a eficiência da restauração do Cerrado. Em especial, agradeço ao Claudomiro Cortês por todo apoio na ampliação do seu próprio viveiro, que possibilitou a produção das mudas de gramíneas para meu experimento no Chapada dos Veadeiros. Agradeço também pela convivência enriquecedora, amizade, e por todas as vezes que me ajudou a resolver pepinos do experimento!

Agradeço ao boi Xaolin que um dia escolheu comer as gramíneas nativas do meu experimento (com pasto de braquiária no entorno, pasmem!). Por mais desesperador que tenha sido no momento perder dados, sou grata ao Xaolin por ter sido o meio pelo qual pude conhecer Josimar, seu dono, e hoje um grande amigo que colocou meu experimento e várias belas histórias do Cerrado em seus versos e ritmo.

Agradeço aos membros da banca por aceitarem participar e avaliar o que construí durante o doutorado. Dra. Giselda Durigan, Dra. Natashi Pilon, Dr. Rafael Oliveira, Dra. Priscilla Loiola e Dra. Thaís Haddad, obrigada por toda inspiração, valiosos conhecimentos e apoio!

Agradeço a todos meus amigos, que sempre me ouvem falando sobre gramíneas e Cerrado, e que me apoiaram incansavelmente durante esta jornada, me ajudando a ter forças e saúde emocional para ir adiante. E obrigada a todos que visitaram ou ajudaram nos campos, não sei como seria sem vocês!

Agradeço a minha família, por me apoiar e incentivar sempre. À minha tia Eliete agradeço por todo apoio e inspiração pelo mundo acadêmico e do ensino, e ao tio Paulo (In Memoriam), agradeço pela influência na paixão pelo conhecimento e dedicação à pesquisa.

Aos meus pais, Eliana e Ananias e à minha irmã Juliana, quero expressar minha mais profunda gratidão pelo apoio incondicional ao longo desta jornada. Seu amor, incentivo e paciência foram fundamentais para que eu conseguisse chegar aqui. Estamos distantes, mas sempre juntos!

À todos que participaram em algum momento desta jornada, sou muito grata!



## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>8</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>10</b>
REFERÊNCIAS .....	13
<b>QUALIDADE DE SEMENTES DE 12 ESPÉCIES DE GRAMÍNEAS NATIVAS DO CERRADO: IMPLICAÇÕES PARA RESTAURAÇÃO.....</b>	<b>19</b>
RESUMO .....	19
INTRODUÇÃO.....	19
MATERIAL E MÉTODOS .....	21
RESULTADOS.....	23
DISCUSSÃO.....	26
REFERÊNCIAS .....	28
<b>ESTABELECIMENTO DE GRAMÍNEAS NATIVAS EM ÁREA DEGRADADA DE CERRADO POUCO DEPENDE DO USO DE FERTILIZANTE NA PRODUÇÃO DAS MUDAS.....</b>	<b>32</b>
RESUMO .....	32
INTRODUÇÃO.....	32
MATERIAL E MÉTODOS .....	34
RESULTADOS.....	39
DISCUSSÃO.....	42
REFERÊNCIAS .....	44
<b>O PLANTIO DE MUDAS É VANTAJOSO EM RELAÇÃO À SEMEADURA DIRETA PARA O ESTABELECIMENTO DE GRAMÍNEAS NATIVAS? .....</b>	<b>48</b>
RESUMO .....	48
INTRODUÇÃO.....	49
MATERIAL E MÉTODOS .....	50
RESULTADOS.....	54
DISCUSSÃO.....	58
REFERÊNCIAS .....	60
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>64</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>66</b>

## RESUMO

### **Produção e plantio de mudas de gramíneas nativas para restauração de fisionomias abertas do Cerrado**

Gramíneas são plantas herbáceas da família Poaceae, fundamentais para manter a rica diversidade de espécies, a estrutura e o funcionamento de savanas e campos do bioma Cerrado. O aumento do desmatamento neste bioma aumenta também as preocupações quanto à sua restauração. Ações de restauração devem sempre resultar em ecossistemas autossustentáveis e resilientes, e para fisionomias abertas isso é desafiador, pois estas são frequentemente negligenciadas frente a florestas e hoje faltam técnicas eficientes para restaurá-las. Técnicas comuns para a restauração precisam ser adaptadas à diversidade de espécies requeridas por cada ecossistema, para recuperar sua biodiversidade e funções. O plantio de mudas e a semeadura direta são as técnicas mais usadas para restaurar ecossistemas degradados. Em fisionomias abertas, a semeadura direta é mais comum, porém o sucesso dessa técnica depende diretamente de sementes selvagens, recurso que pode ficar cada vez mais escasso com a perda de vegetação nativa. Para o uso sustentável de sementes na restauração, identificar parâmetros de qualidade é fundamental, pois estes auxiliam no planejamento do plantio e na precisão dos resultados. Além disso, a produção de mudas em ambiente protegido e com umidade e temperatura adequadas pode ser uma forma de garantir que cada semente viável se torne uma planta vigorosa. No entanto, o plantio de mudas de gramíneas ainda é incipiente. Nesta tese, investigamos 1) os padrões na qualidade de sementes de espécies de gramíneas nativas usadas na restauração do Cerrado, 2) a resposta de mudas de gramíneas nativas à fertilização em viveiro e como essa fertilização influencia o estabelecimento no campo e 3) como o estabelecimento de gramíneas no campo varia em relação à técnica de introdução, comparando a semeadura direta com o plantio de mudas com e sem fertilização em viveiro. Nossos resultados mostraram elevada ocorrência de sementes vazias nos lotes de gramíneas disponíveis para restauração, e que sementes intactas e bem formadas são prováveis de emergir. Esforços para redução de sementes vazias e malformadas em lotes pode trazer melhorias no estabelecimento após a semeadura. Vimos que gramíneas nativas frequentemente usadas na restauração do Cerrado crescem mais quando há adição de nutrientes no substrato de cultivo no viveiro, mas que isso não influencia o estabelecimento após o plantio no campo, que é muito mais explicado por espécies do que pelos atributos alterados pela fertilização das mudas. Já o estabelecimento de gramíneas por mudas ou sementes tiveram sobrevivência similar, no entanto, o recrutamento com a semeadura é abaixo do potencial que as sementes apresentam. Gramíneas introduzidas por mudas alcançaram maior tamanho que as semeadas, e espécies precoces iniciaram a reprodução já no primeiro ano após o plantio, deixando regenerantes no entorno. Para concluir, ressaltamos aqui a importância do conhecimento sobre a fenologia reprodutiva, o hábito de crescimento e as respostas a variações ambientais intrínsecas a espécies para o aprimoramento de técnicas para reintrodução de gramíneas nativas do Cerrado. Esperamos que estes estudos contribuam para o uso estratégico de espécies e técnicas, integrando esforços para que a estrutura e funcionamento do Cerrado sejam recuperados eficientemente.

Palavras-chave: Poaceae, Qualidade de sementes, Plantio de mudas, Semeadura direta, Restauração ecológica

## ABSTRACT

### **Native grass seedling production in nursery and planting for restoration of grasslands and savannas of the Brazilian Cerrado**

Grasses are herbaceous plants from the Poaceae family, essential for maintaining the rich diversity of species and the structure and functioning of open ecosystems, such as savannas and grasslands, of the Cerrado biome. The increase in deforestation in this biome also increases concerns about its restoration. Restoration actions must always result in self-sustainable and resilient ecosystems. For open ecosystems, this is challenging, as these are often neglected compared to forests, and there is a lack of efficient techniques to restore them. Standard restoration techniques need to be adapted to the diversity of species required by each ecosystem to recover its biodiversity and functions. Planting seedlings and direct seeding are the most used techniques to restore degraded ecosystems. For open ecosystems, direct seeding is more common, but the success of this technique depends directly on wild seeds. This resource can become increasingly scarce with the loss of native vegetation. For the sustainable use of seeds in restoration, identifying quality parameters is essential, as they help with planting planning and the accuracy of results. Furthermore, producing seedlings in a protected environment with adequate humidity and temperature can be a way of ensuring that each viable seed becomes a vigorous plant. However, the planting of grass seedlings for restoration of Cerrado's grasslands and savannas is still in its infancy. In this thesis, we investigated 1) the patterns in seed quality of native grass species used in Cerrado restoration; 2) the response of native grass seedlings to nursery fertilization and how this fertilization influences establishment in the field; and 3) how the establishment of grasses in the field varies with the technique, comparing direct seeding to planting seedlings grown with and without fertilizer. Our results showed a high occurrence of empty seeds in grass batches available for restoration, but intact, well-formed seeds are more likely to emerge. Efforts to reduce empty and malformed seeds in batches can improve establishment after seeding. We found native grasses frequently used in Cerrado restoration grow more in nutrient-increased conditions (with fertilizer). However, this does not influence establishment after planting in the field, which is more related to species than traits altered by adding nutrients to the seedlings. The establishment of grasses through seedlings or seeds had similar survival. However, recruitment with sowing is below the potential that seeds present. Grasses introduced by seedlings reached a larger size than those sown, and precocious species began reproduction in the first year after planting, providing early colonization in the surroundings. To conclude, we highlight the importance of knowledge about reproductive phenology, growth habit, and responses to environmental variations intrinsic to species for improving techniques for reintroducing native grasses from the Cerrado. We hope these studies will contribute to the strategic use of species and techniques, integrating efforts so that the structure and functioning of the Cerrado can be efficiently recovered.

Keywords: Poaceae, Seed quality, Planting seedlings, Direct seeding, Ecological restoration

## INTRODUÇÃO GERAL

Na década da Restauração de Ecossistemas, estipulada pela Organização das Nações Unidas de 2021 a 2030 (United Nations 2019), é urgente e necessário o desenvolvimento de técnicas eficazes e factíveis para restaurar áreas degradadas e a evidência científica é fator crucial neste processo, especialmente em casos de baixo potencial de regeneração natural (Cooke et al. 2019). Técnicas para restaurar campos e savanas são ainda mais urgentes, uma vez que estes têm sido historicamente negligenciados frente a florestas (Dudley et al. 2020). O reconhecimento da importância de ecossistemas abertos é crescente, porém ainda há pouco conhecimento prático em como restaurar sua vegetação nativa de forma diversa e eficaz nas diversas condições de degradação (Dudley et al. 2020, Buisson et al. 2021, Pilon et al. 2023).

O Cerrado cobre cerca de 22% do território brasileiro e é um complexo fitofisionômico de campos, savanas e florestas (Ribeiro & Walter 2008). Os campos e savanas predominam em área e detém alta biodiversidade, as quais encontram-se ameaçadas pelo avanço da agropecuária, silvicultura e mineração em áreas conservadas (Eiten, 1972, Myers et al. 2000, Klink & Machado 2005, Durigan & Ratter 2016, Lahsen et al. 2016, Strassburg et al. 2017). A extensiva degradação do Cerrado e sua alta biodiversidade impõem desafios à restauração de sua vegetação nativa, sobretudo quando há uma demanda por restauração de cerca de 5 milhões de hectares, conforme a legislação vigente (Soares-Filho et al. 2014, Strassburg et al. 2017, Schmidt et al. 2019, Rajão et al. 2020). Neste contexto, para restaurar os campos e savanas do Cerrado que perderam a capacidade de regeneração natural, devemos considerar a reintrodução de espécies vegetais de diversas formas de vida, incluindo gramíneas nativas, as quais são dominantes no estrato herbáceo deste tipo de paisagem (Munhoz & Felfili 2006; Ribeiro & Walter 2008).

Gramíneas e outras herbáceas de campos e savanas do Cerrado abrigam mais de 50% da riqueza de espécies e são chave para caracterizar e manter o funcionamento dessas fisionomias (Scholes & Archer 1997, Amaral et al. 2017). Deve-se, portanto, considerá-las em projetos de restauração. Porém, o reconhecimento da importância da restauração do componente herbáceo ainda é recente no Brasil, em um cenário em que as técnicas desenvolvidas são, em sua maioria, para a restauração florestal e visando o plantio de árvores (Overbeck et al. 2015, Schmidt et al. 2019). Tal fato, tem acarretado o plantio equivocado de árvores em áreas de campos e savanas do Cerrado, causando uma série de prejuízos à biodiversidade endêmica e aos serviços ecossistêmicos providos por essas fisionomias (Veldman et al. 2015, Abreu et al. 2017).

Nesse contexto, e ainda sabendo que espécies herbáceas possuem baixa resiliência em áreas degradadas de Cerrado, as quais são frequentemente dominadas por gramíneas invasoras (Schmidt et al. 2019, Haddad et al. 2020), técnicas para introdução ervas e gramíneas nativas são necessárias. As técnicas de semeadura direta, transferência de plantas e de *topsoil* se destacam, mas esbarram em dificuldades como, por exemplo, a baixa taxa de germinação de sementes e a dependência de áreas conservadas para a aquisição de propágulos (Le Stradic et al. 2014, Ferreira et al. 2015, Pellizzaro et al. 2017, Gomes et al. 2018, Pilon et al. 2018, Buisson et al. 2021, Pilon et al. 2019, Sampaio et al. 2019).

Embora as técnicas já desenvolvidas representem um grande progresso para a restauração de campos e savanas do Cerrado, é pertinente e necessário o desenvolvimento de novas técnicas ou da adequação de técnicas comuns de acordo com as características do ecossistema a ser restaurado (Buisson et al. 2019, Schmidt et al. 2019). Novas técnicas devem priorizar o estabelecimento de cada indivíduo inserido no processo de restauração, uma vez que locais fonte de propágulos nativos são escassos e muito suscetíveis à degradação no atual cenário brasileiro de conversão de terras para o agronegócio (Soares-Filho et al. 2014, Lahsen et al. 2016, Strassburg et al. 2017, Rajão et

al. 2020). Sendo assim, para o desenvolvimento de técnicas para restauração da vegetação nativa, é fundamental conhecer as sementes das espécies potenciais quanto à sua ecologia, morfologia e processos de germinação e emergência (Erickson et al. 2016; Kildisheva et al. 2020). Parâmetros como pureza, viabilidade e emergência são essenciais para garantir a qualidade de um lote de sementes (Frischie et al. 2020), e garantir que seu uso será bem sucedido, seja para semeadura direta no campo ou para produção de mudas.

Sementes de gramíneas nativas do Cerrado, em geral, apresentam baixas taxas de germinação e emergência, e isso muitas vezes está relacionado à elevada presença de sementes inviáveis produzidas pelas espécies e coletadas para análise (Carmona et al. 1999, Aires et al. 2014, Kolb et al. 2016, Dairel & Fidelis, 2020). Sementes viáveis são aquelas que apresentam formação completa, apresentando embrião intacto e endosperma túrgido, enquanto as inviáveis apresentam danos mecânicos, malformações ou mesmo a ausência da semente dentro da unidade de dispersão coletada, que no caso de gramíneas são conectadas ao cariopse e pode apresentar brácteas envolvendo-as (Erickson et al. 2016, Pedrini & Dixon 2020). Elevadas quantidades de sementes inviáveis e impurezas em lotes podem reduzir significativamente o sucesso da restauração e causar o desperdício de sementes potencialmente viáveis, pois o armazenamento com materiais impuros hospedeiros de pragas, patógenos e umidade pode levar à rápida degradação das sementes (Frischie et al. 2020, Kildisheva et al. 2020).

A identificação da proporção de sementes viáveis em lotes de sementes direcionados a ações de restauração é fundamental para prever o estabelecimento de plântulas e planejar a semeadura em campo (Ryan et al. 2008, Pedrini & Dixon 2020). A análise de imagens é uma forma não destrutiva de verificar a morfologia interna das sementes e de avaliar a qualidade de um lote com a determinação da proporção de sementes cheias, ou seja, com potencial de germinar (RAS 2009, Pedrini & Dixon 2020). Testes de germinação e emergência também são essenciais para tomadas de decisões no momento da restauração (Erickson et al. 2016; Pellizzaro et al. 2017), sendo fundamentais para determinar densidades de plantio que trarão resultados mais precisos do estabelecimento de plantas. Com a semeadura direta em campo, especialmente em áreas degradadas, as sementes nativas são expostas a filtros ambientais como períodos de seca, predadores e competição com espécies invasoras, o que pode reduzir a precisão do estabelecimento esperado devido à perda de sementes viáveis que realmente poderiam gerar novos indivíduos (Palma & Laurance 2015, Kildisheva et al. 2020). Uma forma de se obter um maior aproveitamento das sementes viáveis é por meio da produção de mudas, pois em ambientes como viveiros é possível controlar as condições ambientais durante a germinação e no estabelecimento inicial das plantas, assegurando o desenvolvimento inicial de cada indivíduo e, conseqüentemente, aumentando a chance de cada semente viável gerar uma planta.

A cadeia produtiva de mudas de espécies nativas sustenta a prática mais usada na restauração ecológica: o plantio de mudas (Wortley et al. 2013, Palma & Laurance 2015). Para campos e savanas do Cerrado, a execução dessa técnica é limitada pela ausência, na grande maioria dos casos, de espécies herbáceas nativas em viveiros comerciais (Vidal et al. 2020), além da falta de conhecimento sobre parâmetros indicadores de uma boa muda, que irá se estabelecer após o plantio. Estudos buscando validar a produção de mudas de gramíneas nativas vêm crescendo, mostrando possibilidades de produção com adaptações de técnicas aplicadas a espécies arbóreas, com o uso de tubetes, substrato florestal e fertilizante (Oliveira et al. 2020, Oliveira et al. 2021), a partir da divisão de touceiras (Sena et al. 2021), e a partir de tapetes subdivididos em mudas (Figueirero et al. 2023). Resultados de plantios de mudas de gramíneas também aparecem na literatura para a recuperação de áreas mineiradas, e evidenciam a viabilidade da técnica para promover a cobertura do solo, a redução de espécies invasoras e a permanência das espécies na área a partir da dispersão de sementes produzidas pelas mudas plantadas (Huddleston & Young 2004, Silva et al. 2013, Figueiredo et al. 2023). Além disso, a produção de mudas pode contribuir ainda para a conservação

de espécies ameaçadas de extinção, pois a produção controlada aumenta a chance de que cada semente se torne um indivíduo adulto, reduzindo seu risco de desaparecimento (Palma & Laurance 2015, Martins et al. 2022).

No entanto, mais evidências são necessárias para atestar se a eficiência do plantio de mudas é influenciada por práticas de manejo em viveiro e atributos morfo-funcionais das gramíneas. Para espécies arbóreas, atributos como a altura, o diâmetro do caule, e a biomassa de raiz e parte aérea da muda são usados como parâmetros de garantia de sucesso pós-plantio, pois estão relacionados a características como resistência à seca, estado nutricional e crescimento radicular das mudas (Grossnickle & Macdonald 2018, Gardiner et al. 2019). O manejo em viveiro é determinante para se alcançar os parâmetros desejáveis, e está fortemente relacionado ao substrato em que a muda se desenvolve (Ritchie et al. 2010, Grossnickle & Macdonald 2018). As características químicas do substrato definem a disponibilidade de nutrientes, e as físicas, a capacidade de retenção da água (Scremin-Dias et al. 2006), e a adição de fertilizantes no substrato é prática comum para suprir as necessidades nutricionais da planta, garantir a formação de mudas vigorosas, e ainda para acelerar seu crescimento e reduzir o tempo de produção no viveiro (Oliet et al. 1999, Landis & Dumroese 2009, Rossa et al. 2011, Gonçalves et al. 2012, Oliveira et al. 2021). No entanto, a resposta ao manejo pode variar entre espécies em função de seus traços funcionais (Sandel et al. 2016) e também devido à ocorrência dessas espécies de Cerrado em solos com baixa disponibilidade de nutrientes e elevadas acidez e alumínio (Haridasan 2000, Viani et al. 2014, Lambers et al. 2020), justificando uma maior abrangência dos estudos. Para algumas gramíneas nativas do Cerrado já estudadas, o aumento da disponibilidade de nutrientes no substrato influencia positivamente a altura, o número de perfilhos e a biomassa das mudas (Oliveira et al. 2020, Oliveira et al. 2021).

O manejo em viveiro, ao influenciar atributos morfofisiológicos das mudas, pode também afetar o estabelecimento das mudas pós-plantio que, por sua vez, determina a trajetória da restauração ecológica. Atributos funcionais relacionados aos processos de germinação, crescimento, dispersão e florescimento são importantes para se atestar o sucesso do processo de restauração (Cornelissen et al. 2003, Pérez-Harguindeguy et al. 2016). Considerando a restauração do estrato gramíneo, atributos como o florescimento, a capacidade de reprodução vegetativa, a área foliar e a produção de biomassa podem ser usados para atestar o sucesso no estabelecimento das espécies (Pywell et al. 2003, Engst et al. 2017, Balachowski & Volaire 2019). Mudas de gramíneas nativas podem responder positivamente ao aumento de fertilidade no substrato de produção, apresentando maior crescimento em viveiro (Oliveira et al. 2021), mas é necessário investigar como essas variações influenciam o sucesso no estabelecimento das mudas no campo. Mudas com altas taxas de crescimento e biomassa podem atingir parâmetros relacionados ao sucesso da restauração de forma mais rápida, tal como cobertura do solo (Ruiz-Jaen & Aide, 2005, Wortley et al. 2013). Além disso, o plantio de mudas produzidas em condições de alta disponibilidade de nutrientes, pode adiantar o processo reprodutivo e o número de sementes dispersas na área em restauração (Tanentzap et al. 2012). Por outro lado, a seleção de espécies com atributos que garantam sua resiliência frente a longos períodos de seca (Souza et al. 2014), pode ser mais estratégico no contexto da restauração de fisionomias abertas do Cerrado (Van Sundert et al. 2021, Giles et al. 2021).

Neste contexto, apresentamos nesta tese estudos feitos visando contribuir para o uso da técnica de semeadura direta e para a inclusão do plantio de mudas de gramíneas na restauração de fisionomias abertas do Cerrado. No primeiro capítulo avaliamos a qualidade de sementes de 12 espécies de gramíneas nativas disponíveis para restauração, identificando gargalos que podem implicar em baixo sucesso após a semeadura em campo, e também, sugerindo formas de evitá-los no contexto atual da restauração do Cerrado. No segundo capítulo, analisamos o efeito da fertilização no crescimento de mudas de cinco gramíneas nativas do Cerrado e como os

atributos das mudas produzidas com adição de fertilizante influenciam no estabelecimento e crescimento após o plantio. Já no terceiro capítulo, comparamos o estabelecimento de cinco espécies de gramíneas por meio das técnicas de plantio de mudas e da semeadura direta, destacando suas diferenças e como ambas as técnicas podem ser incorporadas a ações de restauração no Cerrado.

## Referências

- Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*, 3(8), e1701284.
- Aires, S. S., Sato, M. N., & Miranda, H. S. (2014). Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science*, 69(3), 470-478.
- Amaral, A. G., Munhoz, C. B., Walter, B. M., Aguirre-Gutiérrez, J., & Raes, N. (2017). Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. *Journal of Vegetation Science*, 28(4), 848-858.
- Balachowski, J. A., & Volaire, F. A. (2018). Implications of plant functional traits and drought survival strategies for ecological restoration. *Journal of applied ecology*, 55(2), 631-640.
- Buisson, E., Fidelis, A., Overbeck, G. E., Schmidt, I. B., Durigan, G., Young, T. P., ... & Silveira, F. A. (2021). A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration ecology*, 29, e13292.
- Carmona, R., Martins, C. R., & Fávero, A. P. (1999). Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 34, 1066-1074.
- Cooke, S. J., Bennett, J. R., & Jones, H. P. (2019). We have a long way to go if we want to realize the promise of the “Decade on Ecosystem Restoration”. *Conservation Science and Practice*, 1(12), e129.
- Cornelissen, J. H. C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., ... & Poorter, H. (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian journal of Botany*, 51(4), 335-380.
- Dairel, M., & Fidelis, A. (2020). How does fire affect germination of grasses in the Cerrado? *Seed Science Research*, 30(4), 275-283.
- Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I., & Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1313-1317.
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2006). Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(1), 119-130.
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- Engst, K., Baasch, A., & Bruelheide, H. (2017). Predicting the establishment success of introduced target species in grassland restoration by functional traits. *Ecology and evolution*, 7(18), 7442-7453.
- Erickson, T. E., Shackelford, N., Dixon, K. W., Turner, S. R., & Merritt, D. J. (2016). Overcoming physiological dormancy in seeds of *Triodia* (Poaceae) to improve restoration in the arid zone. *Restoration Ecology*, 24, S64-S76.
- Ferreira, M. C., Walter, B. M., & Vieira, D. L. (2015). Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration ecology*, 23(6), 723-728.
- Figueiredo, M. A., Messias, M. C., Leite, M. G., & Kozovits, A. R. (2023). Native grass sod and plug production as an alternative technique to restore neotropical rupestrian grassland after mining. *Restoration Ecology*, e13966.

- Frischie, S., Miller, A. L., Pedrini, S., & Kildisheva, O. A. (2020). Ensuring seed quality in ecological restoration: native seed cleaning and testing. *Restoration Ecology*, 28, S239-S248.
- Gardiner, R., Shoo, L. P., & Dwyer, J. M. (2019). Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2687-2697.
- Giles AL, de Britto Costa P, Rowland L, Abrahão A, Lobo L, Verona L, Silva MC, Monge M, Wolfsdorf G, Petroni A, D'Angioli AM, Sampaio AB, Schmidt IB, Oliveira RS (2021) How effective is direct seeding to restore the functional composition of neotropical savannas? *Restoration Ecology* , 30(1), e13474.
- Gomes, V. M., Negreiros, D., Fernandes, G. W., Pires, A. C., Silva, A. C., & Le Stradic, S. (2018). Long-term monitoring of shrub species translocation in degraded Neotropical mountain grassland. *Restoration Ecology*, 26(1), 91-96.
- Gonçalves, E. D. O., Paiva, H. N. D., Neves, J. C. L., & Gomes, J. M. (2012). Nutrição de mudas de angico-vermelho (*Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan) submetidas a doses de N, P, K, Ca e Mg. *Revista Árvore*, 36, 219-228.
- Grossnickle, S. C., & MacDonald, J. E. (2018). Why seedlings grow: influence of plant attributes. *New forests*, 49(1), 1-34.
- Haddad, TM, Viani, RAG, Cava, MGB, Durigan, G., Veldman, JW (2020). Savannas after afforestation: Assessment of herbaceous community responses to wildfire versus native tree planting. *Biotropica*, 52(6), 1206-1216.
- Haridasan, M. (2000). Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12(1), 54-64.
- Huddleston, R. T., & Young, T. P. (2004). Spacing and competition between planted grass plugs and preexisting perennial grasses in a restoration site in Oregon. *Restoration Ecology*, 12(4), 546-551.
- Kildisheva, O. A., Dixon, K. W., Silveira, F. A., Chapman, T., Di Sacco, A., Mondoni, A., ... & Cross, A. T. (2020). Dormancy and germination: making every seed count in restoration. *Restoration Ecology*, 28, S256-S265.
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation biology*, 19(3), 707-713.
- Kolb, R. M., Pilon, N. A. L., & Durigan, G. (2016). Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasilica*, 30, 87-92.
- Lahsen, M., Bustamante, M. M., & Dalla-Nora, E. L. (2016). Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environment: science and policy for sustainable development*, 58(6), 4-15.
- Lambers, H., de Britto Costa, P., Oliveira, R. S., & Silveira, F. A. (2020). Towards more sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, 32(3), 175-194.
- Landis, T. D., & Dumroese, R. K. (2009). Using polymer-coated controlled-release fertilizers in the nursery and after outplanting. *Forest Nursery Notes*. Winter: 5-12., 5-12.
- Le Stradic, S., Buisson, E., & Fernandes, G. W. (2014). Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied vegetation science*, 17(3), 482-492.
- Martins, C. R., Borghetti, F., Moretzsohn, M. D. C., Noronha, S. E. D., & Valls, J. F. M. (2022). Strategies for reintroduction and conservation of *Gymnopogon doellii*, an endemic grass at risk of extinction. *Rodriguésia*, 73.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.



- Oliet, J., Segura, M. L., Dominguez, F. M., Blanco, E., Serrada, R., Arias, M. L., & Artero, F. (1999). Los fertilizantes de liberación controlada lenta aplicados a la producción de planta forestal de vivero. Efecto de dosis y formulaciones sobre la calidad de *Pinus halepensis* Mill. *Forest systems*, 8(1), 207-228.
- Oliveira, A.C.C., Forti, V. A., de Paula Loiola, P., & Viani, R. A. (2020). Techniques for seedling production of two native grasses: new perspectives for Brazilian Cerrado restoration. *Restoration Ecology*, 28(2), 297-303.
- Oliveira, A.C.C.; Forti, V. A.; Viani, R. A. (2021) Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. *Restoration Ecology*, in press.
- Overbeck, G. E., Vélez-Martín, E., Scarano, F. R., Lewinsohn, T. M., Fonseca, C. R., Meyer, S. T., ... & Pillar, V. D. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and distributions*, 21(12), 1455-1460.
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568.
- Pedrini S. & Dixon K.W. (2020) International principles and standards for native seeds in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28, S285–S302.
- Pellizzaro, K. F., Cordeiro, A. O., Alves, M., Motta, C. P., Rezende, G. M., Silva, R. R., ... & Schmidt, I. B. (2017). “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*, 40(3), 681-693.
- Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Cornelissen, J. H. C. (2016). Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of botany*, 64(8), 715-716.
- Pilon, N. A. L., Buisson, E., & Durigan, G. (2018). Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology*, 26(1), 73-81.
- Pilon, N. A., Assis, G. B., Souza, F. M., & Durigan, G. (2019). Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet cerrado grasslands. *Restoration ecology*, 27(3), 569-580.
- Pilon, N. A., Campos, B. H., Durigan, G., Cava, M. G., Rowland, L., Schmidt, I., ... & Oliveira, R. S. (2023). Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. *Journal of Applied Ecology*, 60(5), 849-858.
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Roy, D. B., Warman, L. I. Z., Walker, K. J., & Rothery, P. (2003). Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of applied Ecology*, 40(1), 65-77.
- Rajão, R., Soares-Filho, B., Nunes, F., Börner, J., Machado, L., Assis, D., ... & Figueira, D. (2020). The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science*, 369(6501), 246-248.
- RAS - Regras para análises de sementes (2009). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília, SDA/Mapa/ACS, Brasil 399 p.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In Sano S.M., Almeida S.P., Ribeiro J.F. (Ed.) *Cerrado: ecologia e flora*, 1, 151-212.
- Ritchie, G.A.; Landis, T.D.; Dumroese, R.K.; Haase, D.L. (2010) Assessing plant quality. In Landis T.D., Dumroese R.K., Haase D.L. (Ed.) *Seedling processing, storage, and outplanting. The container tree nursery manual* (pp 17–82). Washington DC, Agriculture handbook 674, USDA Forest Service.
- Rossa, Ü. B., Angelo, A. C., Nogueira, A. C., Reissmann, C. B., Grossi, F., & Ramos, M. R. (2011). Fertilizante de liberação lenta no crescimento de mudas de *Araucaria angustifolia* e *Ocotea odorifera*. *Floresta*, 41(3).

- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success: how is it being measured? *Restoration ecology*, 13(3), 569-577.
- Ryan N, Laverack G, Powell A (2008) Establishing quality control in UK wildflower seed production. *Seed Testing International* 135:49–53
- Sampaio, A. B., Vieira, D. L., Holl, K. D., Pellizzaro, K. F., Alves, M., Coutinho, A. G., ... & Schmidt, I. B. (2019). Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering*, 138, 148-154.
- Sandel, B., Monnet, A. C., & Vorontsova, M. (2016). Multidimensional structure of grass functional traits among species and assemblages. *Journal of Vegetation Science*, 27(5), 1047-1060.
- Schmidt, I. B., Ferreira, M. C., Sampaio, A. B., Walter, B. M., Vieira, D. L., & Holl, K. D. (2019). Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restoration Ecology*, 27(5), 942-948.
- Scholes, R. J., & Archer, S. R. (1997). Tree-grass interactions in savannas. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1), 517-544.
- Scremin-Dias, E.; Kalife, C.; Menegucci, Z.R.H.; De Souza, P.R. (2006) Produção de mudas de espécies florestais nativas: manual. Campo Grande, MS: Ed. UFMS.
- Sena, L., Bahia, T. D. O., & Fernandes, G. W. (2021). Vegetative Propagation of *Schizachyrium tenerum* (Poaceae) Under Different Substrates and Environments. *Floresta e Ambiente*, 28.
- Silva, R. R., Coelho, F. T. A., dos Anjos, M. A., & Vaz Filho, V. (2013). Controle do capim-gordura nas áreas de recuperação ambiental da Mineração Corumbaense Reunida (MCR), Corumbá, MS. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (2), 237-242.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., ... & Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344(6182), 363-364.
- Souza, M. C., Franco, A. C., Haridasan, M., Rossatto, D. R., ARAÚJO, J. F., Morellato, L. P., & Habermann, G. (2014). The length of the dry season may be associated with leaf scleromorphism in cerrado plants. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87, 1691-1699.
- Strassburg, B. B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., ... & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 1-3.
- Tanentzap, A. J., Lee, W. G., & Coomes, D. A. (2012). Soil nutrient supply modulates temperature-induction cues in mast-seeding grasses. *Ecology*, 93(3), 462-469.
- United Nations (2019) Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). <https://undocs.org/A/RES/73/284>
- Van Sundert, K., Khan, M. A., Bharath, S., Buckley, Y. M., Caldeira, M. C., Donohue, I., ... & Vicca, S. (2021). Fertilized graminoids intensify negative drought effects on grassland productivity. *Global Change Biology*.
- Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., ... & Bond, W. J. (2015). Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 65(10), 1011-1018.
- Viani, R. A., Rodrigues, R. R., Dawson, T. E., Lambers, H., & Oliveira, R. S. (2014). Soil pH accounts for differences in species distribution and leaf nutrient concentrations of Brazilian woodland savannah and seasonally dry forest species. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 16(2), 64-74.
- Vidal, C. Y., Naves, R. P., Viani, R. A., & Rodrigues, R. R. (2020). Assessment of the nursery species pool for restoring landscapes in southeastern Brazil. *Restoration Ecology*, 28(2), 427-434.

Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology*, 21(5), 537-543.



## QUALIDADE DE SEMENTES DE 12 ESPÉCIES DE GRAMÍNEAS NATIVAS DO CERRADO: IMPLICAÇÕES PARA RESTAURAÇÃO

### Resumo

Sementes são fundamentais para a restauração de ecossistemas terrestres, pois são a unidade usada para gerar propágulos nas principais técnicas de restauração ativa. A qualidade de sementes de um lote comercializável está relacionada a quantidade de sementes viáveis, ao potencial de emergência, e ao grau de pureza do lote. Esses três parâmetros fornecem informações úteis para o cálculo de semeadura e, conseqüentemente, para resultados mais precisos de estabelecimento. Em campos e savanas do Cerrado, gramíneas predominam e precisam ser incluídos de forma eficaz nas ações de restauração. Para isso, é crucial a investigação de parâmetros de qualidade das sementes das gramíneas nativas para compreender como isso pode afetar o emprego destes na restauração. Neste capítulo, investigamos a qualidade de sementes de 12 gramíneas nativas comercializadas para restauração, por meio de análises de viabilidade (imagens de raio-x), de emergência e pureza dos lotes (massa de sementes/massa de impurezas) e de atributos das sementes (tipo de unidade de dispersão e massa de mil sementes) para responder às perguntas: (i) Qual a proporção de sementes viáveis nos lotes das espécies? (ii) A viabilidade (i.e., integridade interna - cheias, malformadas, quebradas e vazias) das sementes afeta a emergência? (iii) A massa de mil sementes e o tipo de unidade de dispersão (espiguetas, antécio fértil arredondado ou alongado) estão relacionados ao grau de pureza do lote, à emergência e ao tempo médio de emergência? As espécies variaram de 1% a 72% quanto à presença de sementes cheias e houve maior emergência de lotes de sementes cheias e quebradas do que malformadas, mostrando que sementes malformadas têm menor probabilidade de emergir. Além disso, observamos que sementes mais pesadas estão relacionadas à maior pureza do lote para espécies que têm, como unidade de dispersão, antécios férteis alongados e arredondados, porém lotes com espiguetas ou antécio fértil arredondado têm maior pureza. A massa de mil sementes foi positivamente correlacionada com a emergência e observamos maior emergência em espécies com antécio fértil alongado. O tempo para emergir não variou entre os tipos de unidade de dispersão, mas sementes mais leves tendem a ter emergência mais lenta. Esses resultados evidenciam que a integridade interna das sementes de gramíneas afeta a emergência e que a redução de sementes vazias e malformadas nos lotes pode trazer melhorias no estabelecimento em viveiro e no campo. Além disso, verificamos que a massa de mil sementes e a classificação quanto ao tipo de unidade de dispersão, predominante em cada espécie, podem ser usados para determinar padrões de qualidade a serem atingidos durante o beneficiamento das sementes.

**Palavras-chave:** 1. Poaceae 2. emergência 3. pureza 4. viabilidade 5. fisionomias abertas

### Introdução

Sementes são fundamentais para a restauração da vegetação de ecossistemas terrestres, porque carregam consigo características que fazem cada espécie sobreviver e se perpetuar no ecossistema (Gann et al. 2019, Cross et al. 2020). O objetivo da Década da Restauração de Ecossistemas de restaurar globalmente 350 milhões de hectares entre 2021-2030 (United Nations 2019), aumentará a demanda por sementes nativas e, para que os esforços de restauração sejam bem-sucedidos, as sementes deverão ser ofertadas com qualidade. No entanto, pouco sobre a qualidade e viabilidade tem sido levada em consideração na maioria dos países que produzem sementes nativas, e isso pode causar uma relação de baixa confiabilidade entre fornecedores e restauradores (Ryan et al. 2008, Pedrini & Dixon 2020). Dessa forma, conhecer a qualidade das sementes nativas disponíveis à restauração é crucial para caminhar em direção a resultados mais precisos, contribuindo para o uso sustentável e para buscar melhorias nos processos de coleta e beneficiamento das sementes.

Esforços para otimizar a cadeia de sementes nativas são urgentes não só pela alta demanda por restauração, mas, também, pelo aumento do desmatamento em algumas regiões de grande importância para conservação da biodiversidade de recursos naturais, como o Cerrado (Silva et al. 2022). O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, nele predominam formações savânicas e campestres (Eiten 1972, Lira-Martins et al. 2022), e por isso projetos de restauração na maior parte deste bioma devem incluir espécies herbáceas e arbustivas nativas, para manter a estrutura dos ecossistemas originais, que darão suporte novamente à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos providos por esses tipos de vegetação (Veldman et al. 2015, Abreu et al. 2017, Pilon et al. 2023). No entanto, a realidade é que a área desmatada no Cerrado continua aumentando, saindo de 6,3 mil km<sup>2</sup> em 2019 para 10,7 mil km<sup>2</sup> em 2022 (INPE 2023). Isso gera preocupação em relação a áreas remanescentes e conservadas disponíveis para a coleta de sementes nativas, e torna necessário que o uso das sementes na restauração seja cada vez mais eficiente.

Técnicas de restauração, como a semeadura direta e o plantio de mudas, são afetadas pela qualidade das sementes. A primeira depende diretamente da qualidade da semente para mostrar resultados positivos na área restaurada, mas estudos têm mostrado que com frequência não são bem-sucedidos (Hallett et al. 2014, Ceccon et al. 2016, Pilon et al. 2023). Apesar do impacto de outros fatores bióticos e abióticos no sucesso da semeadura (Brown et al. 2021), aqueles relacionados à qualidade de sementes são cruciais para o planejamento estratégico da semeadura, auxiliando na superação de gargalos para atingir elevada emergência em campo. Para o plantio de mudas, a consequência é indireta, mas igualmente relevante, pois sementes de baixa qualidade ou de qualidade desconhecidas dificultam a inclusão de espécies fundamentais para a recuperação de ecossistemas degradados, gerando baixa diversidade de espécies e formas de vida disponíveis em viveiros e, conseqüentemente, plantios de baixa diversidade (Vidal et al. 2020).

Parâmetros de qualidade das sementes que compõem os lotes comercializados são fundamentais para se planejar e avaliar os resultados de uma ação de restauração. No entanto, avaliar os parâmetros de qualidade de sementes nativas é incipiente em um cenário em que os protocolos existentes são baseados em regras para análises de sementes agrícolas (RAS 2009, ISTA 2023, AOSA 2023), que não contemplam a diversidade de espécies, formas e tamanhos de sementes nativas, por exemplo (Pedrini & Dixon 2020). Além disso, ainda se sabe pouco sobre as espécies, especialmente de biomas não florestais e negligenciados como o Cerrado (Overbeck et al. 2015, Buisson et al. 2021). O uso de espécies de gramíneas é essencial na restauração de campos e savanas do Cerrado e do mundo, uma vez que predominam nesses ambientes e são fundamentais para o funcionamento destes ecossistemas (Sarmiento et al. 1992, Honda & Durigan 2016, Amaral et al. 2017, Dudley et al. 2020, Silveira et al. 2022). Por isso, lotes das sementes disponíveis para restauração devem ser avaliados quanto à pureza, viabilidade e germinabilidade, para gerar informações que subsidiem a definição dos melhores parâmetros indicadores de qualidade e a garantir resultados confiáveis em viveiros e no campo.

Conhecer a pureza de um lote de sementes é essencial para estimar a proporção de unidades de sementes em uma amostra. Determinado pela relação entre a massa de sementes puras e a massa de material inerte (fragmentos de plantas, solo, e qualquer impureza) somada a de sementes indesejadas, quanto mais alto o percentual de pureza, mais altas são as chances de haver sementes viáveis por massa (Frischie et al. 2020, Pedrini et al. 2020). Sementes viáveis são sementes vivas que podem potencialmente germinar, ou seja, que possuem embrião intacto e endosperma túrgido. Uma semente com interior ausente, danificado, deformado, ou anormal, é considerada inviável (Frischie et al. 2020, Pedrini & Dixon 2020). A análise do interior da semente pode ser feita por meio de imagens de Raio-x, que permitem determinar quais unidades semente estão intactas e possivelmente viáveis, pois é limitada a avaliação da

morfologia interna da semente, não considerando aspectos fisiológicos. Sendo assim, ainda que uma semente esteja intacta, isso não garante que ela irá prontamente germinar quando em condições adequadas, pois pode apresentar dormência ou estar fisiologicamente inviável (Pedrini & Dixon 2020). Além disso, apesar de sementes com danos mecânicos ou má-formação serem consideradas por definição inviáveis, é relevante quantificá-las e compreender como essas anormalidades na integridade interna afetam negativamente a germinabilidade de espécies usadas na restauração. Com isso, se danos mecânicos e má-formação forem observados com frequência em sementes e atestado seu efeito negativo na germinabilidade, estratégias poderão ser definidas de modo a evitá-los, como, por exemplo, com a adaptação de técnicas de coleta e beneficiamento para evitar sementes quebradas e a definição de épocas mais adequadas de coleta para evitar sementes malformadas.

O percentual de emergência de sementes viáveis é usado para determinar o número médio de sementes germináveis de um lote, dado essencial para garantir a confiabilidade da cadeia de sementes nativas. Para além dos parâmetros diretos de qualidade, alguns atributos como o tamanho e o formato são fundamentais para a persistência das sementes no solo (Peco et al. 2003, Pérez-Harguindeguy et al. 2016) e podem estar relacionados com a germinabilidade. O atributo de tamanho mais comum da semente é a massa, que se correlaciona positivamente com a germinação, ou seja, espécies com sementes menores tendem a ter menores percentuais de germinação (Cordazzo 2002, Bu et al. 2007, Larson et al. 2015). Quanto ao formato, sementes mais arredondadas tendem a se enterrar mais profundamente no solo, vivendo por mais tempo por ficarem menos expostas aos filtros ambientais de dispersão como a predação (Pérez-Harguindeguy et al. 2016), o que pode ser a razão por baixos percentuais de germinação em sementes pequenas e arredondadas devido à dormência (Kildisheva et al. 2020). Sendo assim, dados de atributos físicos e de qualidade das sementes ajudariam na compreensão da variação de cada espécie nos lotes analisados, e também no planejamento dos lotes futuros.

Neste capítulo, tivemos como objetivo aprofundar o conhecimento sobre a viabilidade e ecologia da germinação de espécies nativas do Cerrado comumente utilizada na restauração por semeadura direta, por meio de análises de viabilidade, de emergência, e de pureza dos lotes, e de atributos das sementes para responder às perguntas: (i) Qual a proporção de sementes viáveis nos lotes das espécies? (ii) A viabilidade (i.e., integridade interna - cheias, malformadas, quebradas e vazias) das sementes afeta a emergência? (iii) A massa de mil sementes e o tipo de unidade de dispersão estão relacionados ao grau de pureza do lote, à emergência e ao tempo médio de emergência?

## Material e Métodos

### Espécies

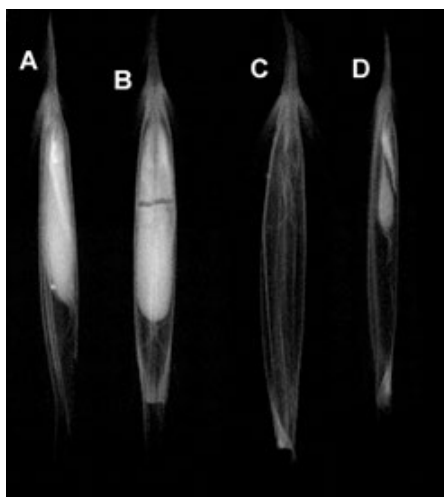
Foram estudadas 12 espécies de gramíneas nativas que ocorrem em fisionomias abertas do Cerrado, sendo elas: *Andropogon bicornis* L., *Andropogon fastigiatus* Sw., *Aristida longifolia* Trin. & Rupr., *Aristida gibbosa* (Nees) Kunth, *Aristida riparia* Trin., *Axonopus aureus* P. Beauv., *Axonopus sicus* (Kunth) Hitchc., *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase, *Hyparrhenia bracteata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Stapf, *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert, *Schizachyrium sanguineum* (Retz.) Alston e *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze. As espécies foram selecionadas por serem amplamente usadas na restauração de fisionomias abertas do Cerrado e pela lacuna de informações sobre sua qualidade (Sampaio et al. 2019).

As sementes tiveram como origem fisionomias abertas do Cerrado localizadas na região da Chapada dos Veadeiros, em Goiás, e foram coletadas manualmente pela Associação Cerrado de Pé, uma das poucas associações de coletores do Brasil que coletam gramíneas nativas. As sementes foram coletadas entre abril-agosto de 2019 e foram

armazenadas em sacos de rafia em condições ambiente até o início das análises, em janeiro de 2020. Os lotes foram adquiridos como são usualmente comercializados, portanto, eles continham, além de sementes, seus apêndices (cariopse, pálea, lema e aristas), espiguetas, inflorescências e outros materiais inertes.

### Amostragem e análises de qualidade

Para avaliação da viabilidade, de subamostras representativas dos lotes de cada espécie, amostramos aleatoriamente 100 sementes, as quais foram coladas em fita dupla-face transparente em papel transparente, com cinco repetições de 20 sementes cada. As amostras foram colocadas no equipamento automatizado MultiFocus Digital Radiography System (Faxitron Bioptics, LLC, Tucson, EUA) para obtenção de imagens de raio-x. Com as imagens de raio-x, classificamos as sementes quanto à integridade interna: sementes vazias, cheias, malformadas ou com danos físicos (RAS 2009, Pedrini & Dixon 2020). As sementes foram classificadas como vazias quando sua cavidade não estava ocupada pelo conjunto de endosperma e embrião (Figura 1). Já as que apresentaram cavidade ocupada por embrião e endosperma foram classificadas como cheias quando intactas, ou malformadas, ou quebradas quando com algum dano mecânico (Gagliardi & Marcos-Filho 2011).



**Figura 1.** Exemplos de sementes cheia (A), quebrada (B), vazia (C) e malformada (D) da espécie *Loudetiopsis chrysothrix*.

As sementes classificadas como cheias, malformadas ou quebradas foram identificadas e submetidas ao teste de emergência. Para o teste de emergência consideramos apenas oito espécies: *Andropogon fastigiatus*, *Aristida longifolia*, *Aristida gibbosa*, *Aristida riparia*, *Echinolaena inflexa*, *Loudetiopsis chrysothrix*, *Schizachyrium sanguineum* e *Trachypogon spicatus*. As espécies *Andropogon bicornis*, *Axonopus siccus* e *Axonopus aureus* tiveram suas sementes danificadas ao descolar do papel transparente usado para obtenção das imagens de raio-x. Já a espécie *Hyparrhenia bracteata* não apresentou sementes viáveis suficientes para o teste de emergência.

Após a classificação de cada semente, essas foram semeadas uma a uma com identificação adequada para rastrear sua classe e acompanhadas individualmente quando à emergência por 90 dias, sendo a emissão do coleóptilo o sinal para considerar que uma planta emergiu (Kolb et al. 2016). A semeadura foi feita em bandejas de 43,5 x 29 x 6 cm de dimensão, preenchidas com areia grossa, e foram irrigadas diariamente para manter o substrato úmido constantemente. Dados de emergência foram coletados a cada três dias.

Também conduzimos testes considerando, para cada espécie, o conjunto de sementes (unidades de dispersão predominante no lote) de forma aleatória, ou seja, sem separação quanto à integridade interna. Medimos a



massa de mil sementes e classificamos as sementes em tipos de unidade de dispersão, para relacionar com resultados de pureza e dos testes de emergência (percentual de emergência e o tempo médio de emergência). Os tipos de unidades de dispersão foram baseados no tipo predominante no lote de cada espécie e classificado segundo o Glossário Ilustrado de Morfologia (Brasil, 2009), em que *Andropogon bicornis*, *Andropogon fastigiatus*, *Echinolaena inflexa*, *Hyparrhenia bracteata* e *Schizachyrium sanguineum* foram classificados como espiguetas, *Aristida longifolia*, *Aristida gibbosa*, *Aristida riparia*, *Loudetiopsis chrysothrix* e *Trachypogon spicatus* como antécios férteis alongados, e *Axonopus aureus*, *Axonopus siccus* como antécios férteis arredondados.

Para obtenção de dados de pureza e massa de mil sementes, o lote de cada espécie foi homogeneizado, e deste coletaram-se quatro amostras de tamanhos iguais. Para definir a amostra, usamos uma circunferência de 6,3 e 5,2 cm de diâmetro como referência para unidades de dispersão maiores e menores, respectivamente. As amostras foram separadas em sementes puras (i.e., unidade de dispersão predominante no lote) e impurezas (material inerte, sementes indesejadas). As sementes e as impurezas de cada amostra foram pesadas separadamente em balança semianalítica, obtendo-se a massa equivalente a cada parte, com as quais calculamos o percentual de pureza médio de cada espécie. Para estimar a massa de mil sementes, separamos e pesamos em balança semianalítica quatro repetições de 100 sementes puras (Pedrini & Dixon 2020).

O teste foi conduzido durante 90 dias, pois algumas espécies podem apresentar tempo médio de emergência maior que 25 dias (Oliveira 2019). A emergência foi calculada dividindo-se o número máximo de plantas que emergiram no período, pelo número de sementes semeadas. Para obtenção do tempo médio de emergência (TME), coletamos dados de emergência a cada três dias e calculamos por meio da equação  $TME = \sum(n.t)/\sum n$ , em que n corresponde ao número de plantas emergidas e t o tempo após a semeadura (Labouriau 1983).

### Análise dos dados

O percentual médio de pureza e o percentual médio de sementes cheias, malformadas, quebradas e cheias foram comparados entre espécies, por ANOVA ( $\alpha=0,05$ ) seguida pelo teste de Tukey ( $\alpha=0,05$ ), quando significativa. Para comparação das médias de emergência de sementes cheias, quebradas e malformadas entre espécies, foi realizada ANOVA ( $\alpha=0,05$ ) e, quando significativa, seguida pelo teste de Tukey ( $\alpha=0,05$ ) ou teste-t ( $\alpha=0,05$ ) quando apenas para duas classes de sementes.

A relação entre a massa de mil sementes e pureza, emergência e TME foi analisada por meio de correlação de Pearson, em que avaliamos a significância estatística ( $\alpha=0,05$ ) e a força da correlação (R). Já para analisar se o tipo de unidade de dispersão se relaciona à pureza, emergência e TME, foram feitos modelos lineares para cada variável e uma análise de comparação de médias entre os tipos de unidade de dispersão (Tukey,  $\alpha = 0,05$ ). Todas as análises foram feitas no programa R (R Core Team 2023), com auxílio dos pacotes Expdes.pt (Ferreira et al. 2021), ggpubr (Kassambara 2020), ggplot2 (Wickham 2016) e emmeans (Lenth 2022).

## Resultados

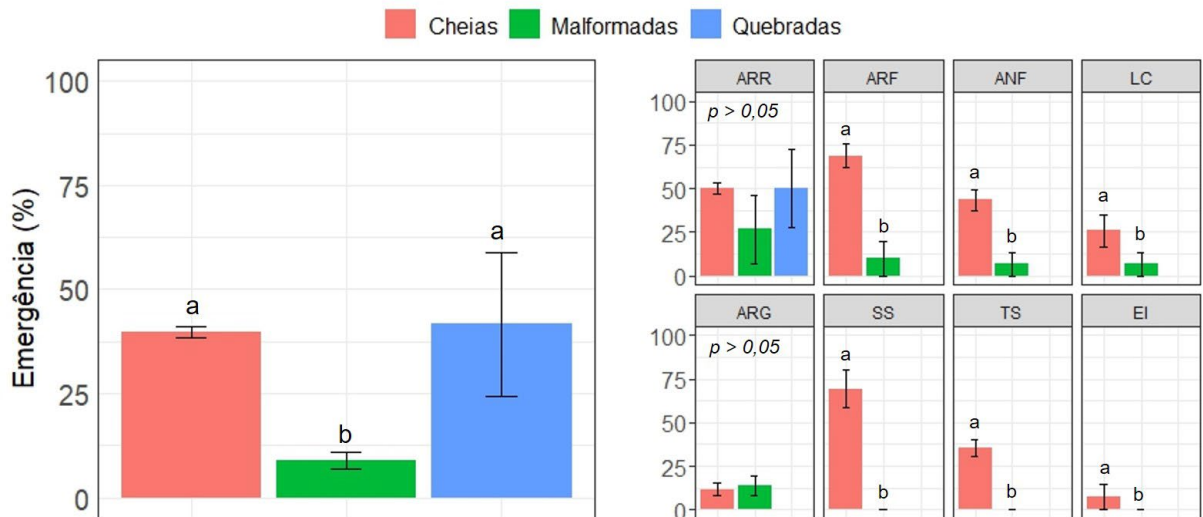
Houve grande diferença nos percentuais de pureza e de sementes cheias, vazias e quebradas entre as espécies (Tabela 1,  $p < 0,05$ ). A espécie *Aristida longifolia* teve o maior percentual de sementes cheias com 72% ( $\pm 8,64$ ), enquanto as três espécies com maior percentual de sementes vazias são *Axonopus aureus*, *Echinolaena inflexa* e *Hyparrhenia bracteata* ( $> 83,5\%$ ). O percentual de sementes malformadas não variou entre espécies ( $p = 0,1685$ ). Sementes quebradas foram encontradas apenas nas espécies *Aristida riparia*, *A. longifolia* e *Loudetiopsis chrysothrix*. A

espécie *A. riparia* apresentou maior percentual de sementes quebradas ( $7\% \pm 1,91$ ), enquanto *A. longifolia* e *L. chrysothrix* apenas 1%.

**Tabela 1.** Médias do percentual de sementes cheias, malformadas, quebradas e vazias entre as espécies e entre os tipos de unidade de dispersão das gramíneas nativas do Cerrado (Asteriscos no cabeçalho e letras diferentes na coluna, indicam diferenças entre espécies, ANOVA seguida de teste de Tukey,  $\alpha = 0,05$ ).

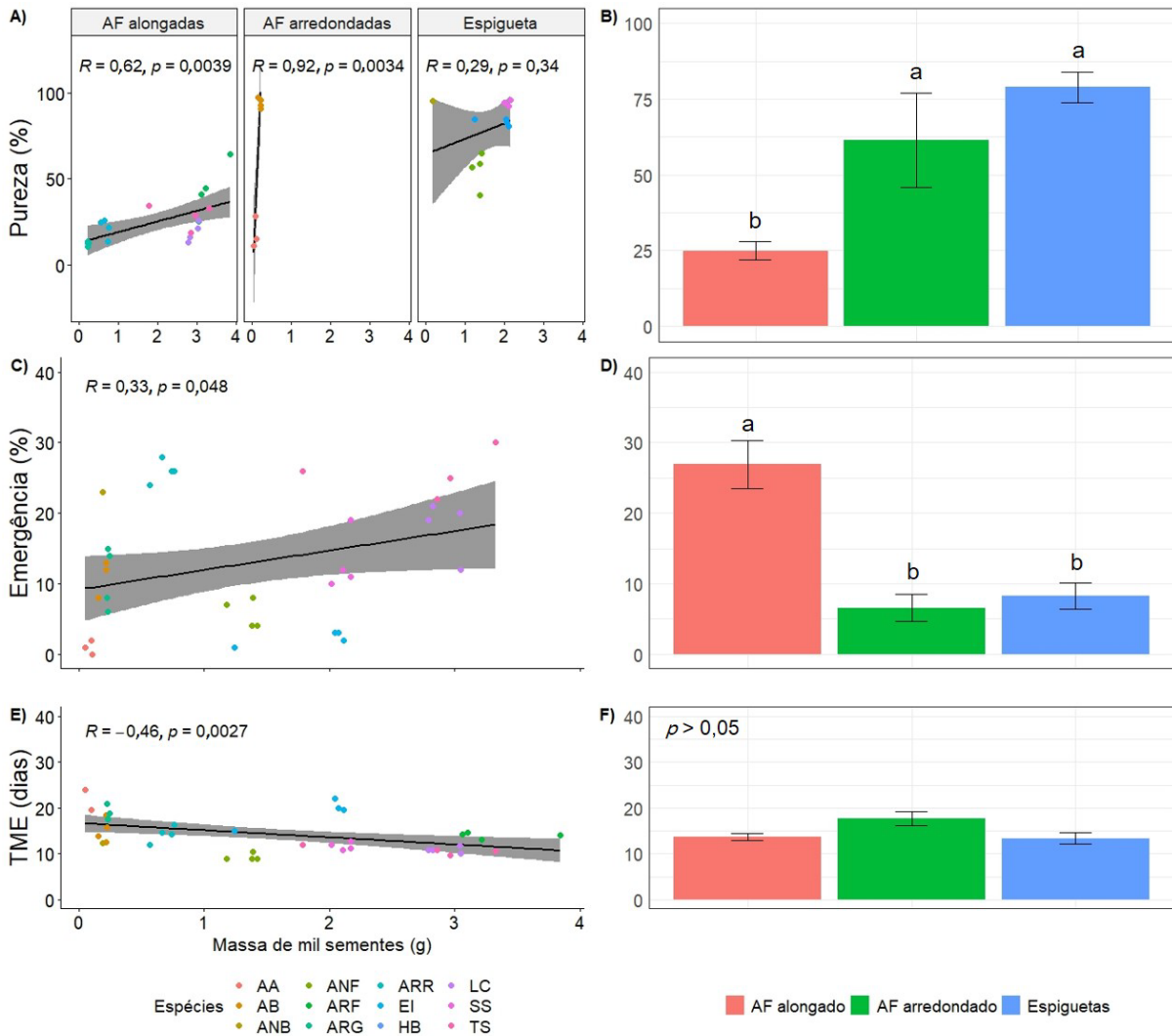
Espécie	Pureza*	Cheias*	Malformadas	Quebradas*	Vazias*
<i>Axonopus aureus</i>	16,8 ± 3,81 cd	6,00 ± 2,45 gh	8,00 ± 5,61	0	86,00 ± 6,20 a
<i>Axonopus siccus</i>	94,2 ± 1,53 a	36,00 ± 4,58 cdef	15,00 ± 3,53	0	49,00 ± 6 bc
<i>Andropogon bicornis</i>	79,7 ± 9,61 ab	12,00 ± 1,63 fgh	14,00 ± 3,46	0	74,00 ± 4,16 ab
<i>Andropogon fastigiatus</i>	55,1 ± 5,19 ab	53,00 ± 7,35 abc	17,00 ± 4,06	0	30,00 ± 5 cd
<i>Aristida longifolia</i>	43,6 ± 8,02 bc	72,00 ± 8,64 a	13,00 ± 4,73	1 ± 1 b	14,00 ± 7,39 d
<i>Aristida gibbosa</i>	12,2 ± 0,66 cd	45,00 ± 7,19 bcd	19,00 ± 5,00	0	36,00 ± 4,90 cd
<i>Aristida riparia</i>	21,4 ± 2,73 cd	69,00 ± 7,55 ab	13,00 ± 2,52	7,00 ± 1,91 a	11,00 ± 4,12 d
<i>Echinolaena inflexa</i>	83,00 ± 1,02 ab	6,58 ± 2,96 gh	9,88 ± 2,12	0	83,53 ± 3,64 a
<i>Hyparrhenia bracteata</i>	15,3 ± 0,73 cd	1,00 ± 1,00 h	11,00 ± 4	0	88,00 ± 3,74 a
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i>	19,00 ± 2,7 cd	28,00 ± 7,00 defg	16,00 ± 3,32	1 ± 1 b	55,00 ± 8,80 bc
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	94,5 ± 0,79 a	18,00 ± 2,91 efg	6,00 ± 2,21	0	76,00 ± 3,05 ab
<i>Trachypogon spicatus</i>	28,5 ± 3,58 c	40,00 ± 5,48 cde	6,00 ± 3,67	0	54,00 ± 8,28 bc
Tipo de unidade de dispersão					Vazias*
Antécio fértil alongado					35,86 ± 5,08 b
Antécio fértil arredondado					67,50 ± 7,39 a
Espiguetas					64,62 ± 6,67 a

Das 12 espécies iniciais, foi possível testar apenas oito quanto à emergência. O percentual de emergência médio variou entre as categorias de integridade interna das sementes: sementes cheias e quebradas apresentaram maior percentual de emergência que as malformadas (Figura 2). No entanto, a média de emergência de sementes quebradas leva em consideração apenas a espécie *Aristida riparia*, única espécie que apresentou sementes suficientes para análise. A média de emergência da espécie não diferiu para as três classes de integridade ( $p = 0,556$ ), variando de 26,7 a 50,1%. As espécies *Aristida longifolia*, *Andropogon fastigiatus* e *Loudetiopsis chrysothrix* apresentaram emergência de sementes cheias maior que de malformadas ( $p < 0,05$ ), enquanto para *Aristida gibbosa* não houve diferença ( $p = 0,7431$ ). Já *Schizachyrium sanguineum*, *Trachypogon spicatus* e *Echinolaena inflexa* apresentaram emergência apenas de sementes cheias.



**Figura 2.** Percentual de emergência médio de oito espécies dentro de cada classe de integridade interna das sementes. ARR = *Aristida riparia*, ARF = *Aristida longifolia*, ANF = *Andropogon fastigiatus*, LC = *Loudetiopsis chrysotrix*, ARG = *Aristida gibbosa*, SS = *Schizachyrium sanguineum*, TS = *Trachypogon spicatus*, EI = *Echinolaena inflexa*.

No geral, a pureza não é correlacionada com a massa de mil sementes (correlação de Pearson,  $p > 0,05$ ). No entanto, a relação existe para unidades de dispersão dos tipos antécios férteis alongados ( $R = 0,62$ ;  $p = 0,0039$ ) e antécios férteis arredondados ( $R = 0,92$ ;  $p = 0,0034$ ), nestes, sementes mais pesadas têm maior pureza (Figura 3A). Porém, encontramos que espiguetas e antécios férteis arredondados têm maior pureza ( $78,9\% \pm 5,02$  e  $61,5\% \pm 15,5$ , respectivamente) que antécios férteis alongados ( $24,9 \pm 2,99$ , figura 3B). A emergência geral das espécies teve uma correlação positiva, mas baixa com a massa de mil sementes (Figura 3C). A emergência foi maior para unidades de antécios férteis alongados em relação aos arredondados e às espiguetas (Figura 3D). O tempo médio de emergência foi negativamente correlacionado com a massa de mil sementes (Figura 3E), e não teve diferença significativa entre os tipos de unidade de dispersão (Figura 3F).



**Figura 3.** Correlação dos percentuais de pureza, emergência e tempo médio de emergência (dias) com a massa de mil sementes, e em comparação entre os tipos de unidade de dispersão usados na semeadura de gramíneas nativas do Cerrado. Espécies significam AA = *Axonopus aureus*, AB = *Axonopus siccus*, ANB = *Andropogon bicornis*, ANF = *Andropogon fastigiatus*, ARF = *Aristida longifolia*, ARG = *Aristida gibbosa*, ARR = *Aristida riparia*, EI = *Echinolaena inflexa*, HB = *Hyparrhenia bracteata*, LC = *Loudetiopsis chrysothrix*, SS = *Schizachyrium sanguineum* e TS = *Trachypogon spicatus*.

## Discussão

Nossos resultados mostraram que, para os lotes analisados, as espécies de gramíneas nativas variam bastante quanto à pureza, (10 – 95%) e quanto à proporção de sementes viáveis (1 – 72%). Além disso, encontramos que sementes cheias têm maior percentual de emergência que sementes malformadas, mas semelhante ao de sementes quebradas, embora essa última categoria tenha sido encontrada em somente uma das onze espécies estudadas. Constatamos ainda que atributos de tamanho e forma das sementes das gramíneas nativas, representados no estudo por diferentes tipos de unidades de dispersão, podem estar relacionados com a emergência, o tempo médio de emergência e com a pureza. Esses resultados mostram que há grande variação entre espécies para os atributos de qualidade das sementes no grupo de gramíneas nativas do Cerrado usadas para a restauração ecológica.

Esses atributos são influenciados não só pelos aspectos biológicos das espécies, mas provavelmente, também, pelos modos em que as sementes de cada espécie são colhidas e beneficiadas.

A elevada presença de sementes vazias em geral (apenas duas de 11 espécies tiveram menos de 30% de sementes vazias) traz preocupação no que diz respeito a resultados após a semeadura, pois mesmo em lotes com elevada pureza (> 80%) de unidades-semente como de *Schizachyrium sanguineum* e *Echinolaena inflexa*, o percentual médio de sementes vazias encontradas no lote é superior a 75%. Isso demonstra as dificuldades existentes para beneficiar sementes de gramíneas nativas do Cerrado, pois a busca por um beneficiamento com alto grau de pureza pode não significar maior proporção de sementes viáveis. Com isso, destaca-se a importância de outros testes de viabilidade e germinabilidade para garantir resultados mais precisos após a semeadura (Frischie et al. 2020) e a necessidade de combinar estratégias de beneficiamento que não só removam impurezas, mas que também sejam capazes de separar sementes cheias de vazias. Embora possa se argumentar que a busca por esse beneficiamento possa não ser necessário para a semeadura imediata dos lotes, ele proporcionaria não só maiores percentuais de germinação, mas facilidade de transporte e armazenamento pela diminuição sensível da massa e volume dos lotes. É importante considerar ainda as estratégias ecológicas das espécies, que podem priorizar o investimento de energia em reprodução vegetativa por rizomas ou estolões em detrimento à sementes viáveis, podendo ser uma justificativa para o baixo percentual de sementes cheias das espécies *S. sanguineum* e *E. inflexa*, que apresentam rizomas (Durigan et al. 2018).

Apesar da análise de imagens de raio-x mostrar o percentual de sementes cheias, com embrião presente e intacto, a emergência de plantas a partir de sementes cheias foi, no geral, inferior a 50%. Sementes não-dormentes caracterizam-se por germinar em até 28 dias após embebição em água (Kildisheva et al. 2020), e em nosso teste de emergência, que durou 90 dias, nenhuma espécie apresentou 100% de emergência das sementes cheias (apenas duas de oito espécies tiveram germinação superior a 50%). Espécies da família Poaceae, inclusive espécies do Cerrado, são conhecidas por apresentar dormência fisiológica (Aires et al. 2014, Ramos et al. 2017, Dairel & Fidelis 2020, Kildisheva et al. 2020). A dormência é um mecanismo que pode facilitar a persistência das sementes em condições pouco favoráveis, garantindo que a germinação ocorra em condições favoráveis também para o estabelecimento das plântulas (Baskin & Baskin 2014, Kildisheva et al. 2020). No entanto, embora esta possa ser uma razão para a não germinação de sementes cheias, não podemos afirmar que as sementes que não emergiram nos testes são dormentes, pois podem também estar de fato inviáveis, com embrião morto, apesar de terem a estrutura interna intacta (Pedrini & Dixon 2020). Para verificar se uma semente cheia está viva, recomenda-se testá-las com tetrazólio, composto que reage com o hidrogênio liberado durante a respiração por células do tecido embrionário, exposto pelo corte de sementes embebidas, ficando cor-de-rosa quando há atividade metabólica na semente, indicando sua viabilidade. No entanto, é uma análise de difícil execução, que requer tempo, substâncias específicas e pessoas especializadas, dificuldades essas aumentadas para as sementes minúsculas das gramíneas selvagens (Kildisheva et al. 2020, Pedrini & Dixon 2020). Este fato adiciona novos gargalos à avaliação da qualidade de sementes e ao beneficiamento de sementes de gramíneas usadas na restauração ecológica.

Observamos ainda que sementes quebradas emergiram tanto quanto sementes cheias, com a ressalva de que somente uma espécie, *Aristida riparia*, apresentou semente quebradas suficientes para a análise. Além disso, sementes malformadas apresentaram emergência média em torno de 8%, e sempre menor percentual de emergência comparado com sementes cheias e quebradas dentro de cada espécie. Apesar de emergirem, sementes malformadas podem gerar plântulas anormais, uma vez que anormalidades em sementes podem afetar a quantidade de reserva disponível para a germinação e emergência de uma plântula normal (Gagliardi e Marcos-Filho 2011). Sendo assim,

sementes quebradas e malformadas devem ser identificadas e evitadas nos testes de germinabilidade, pois podem gerar superestimação dos percentuais de emergência e conseqüentemente resultados abaixo do esperado no campo.

Atributos como o tamanho e formato são fundamentais para a persistência das sementes no solo e podem estar relacionados também à sua germinabilidade (Bu et al. 2007, Pérez-Harguindeguy et al. 2016). E, de acordo com nossos resultados, a existência de relações entre tipos de unidades de sementes e atributos de qualidade dos lotes podem ser ferramentas facilitadoras para antecipar estimativas relacionadas à pureza, à emergência e ao tempo médio de emergência das gramíneas usadas na restauração ecológica. A massa de mil sementes foi positivamente correlacionada à emergência, havendo maior chance de sementes mais pesadas darem origem a novos indivíduos (Cordazzo et al. 2002). Considerando que usamos sementes puras neste teste, sem classificá-las quanto à viabilidade, isso faz sentido, já que sementes viáveis, com embrião intacto e endosperma túrgido, têm mais massa que uma semente vazia. Além disso, observamos que sementes mais leves levam mais dias para emergir que sementes mais pesadas, fator que pode influenciar quais espécies irão colonizar primeiro uma área após a semeadura de várias espécies conjuntamente.

No entanto, é importante considerar o tipo de unidade de dispersão, i.e. o formato predominante no lote e considerado unidade-semente, uma vez que houve variação na pureza e emergência quando comparamos espécies com unidades de dispersão do tipo antécio fértil arredondado, antécio fértil alongado e espiguetas. Essa variação pode ser atribuída aos métodos usados no beneficiamento (Pedrini et al. 2020) que, conforme os resultados, parecem ser mais eficientes para espécies com predominância de antécios férteis arredondados e espiguetas. Em relação à emergência, o contrário foi observado; espécies com antécios férteis longos apresentam maiores percentuais de emergência que os demais tipos de unidades de dispersão. Com isso, temos menores percentuais de emergência em lotes mais puros, o que está relacionado ao elevado número de unidades de sementes vazias nas espécies com espiguetas e antécios férteis arredondados. Isso evidencia que nem sempre lotes mais puros estarão relacionados a bons resultados após a semeadura, e nos leva a entender que os esforços para o beneficiamento de sementes de gramíneas nativas devem considerar chegar ao nível de sementes viáveis, e não somente de sementes (i.e. unidades de dispersão) puras.

Esses resultados evidenciam que a integridade interna das sementes de capins afeta a emergência, e que a redução de sementes vazias e malformadas nos lotes pode trazer melhorias na precisão das estimativas de germinação na semeadura, conseqüentemente trazendo melhorias para a execução das práticas de restauração ecológica que envolvem esse grupo de espécie. Além disso, destacamos que o uso de atributos simples de medir como a massa de mil sementes e o uso de uma classificação para o tipo de unidade de dispersão predominante em cada espécie podem auxiliar no estabelecimento de melhores estratégias de beneficiamento e de padrões esperados de qualidade e germinação para lotes de sementes de espécies com determinados atributos biológicos.

## Referências

- Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*, 3(8), e1701284.
- Aires, S. S., Sato, M. N., & Miranda, H. S. (2014). Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science*, 69(3), 470-478.

- Amaral, A. G., Munhoz, C. B., Walter, B. M., Aguirre-Gutiérrez, J., & Raes, N. (2017). Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. *Journal of Vegetation Science*, 28(4), 848-858.
- AOSA - Association of Official Seed Analysts (2023) AOSA Rules for seed testing – principles and procedures. <https://www.analyzeseeds.com/product/aosarules-volume-1-principles-procedures-2019/>
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Glossário ilustrado de morfologia / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília: Mapa/ACS, 2009. [https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/arquivos-publicacoes-insumos/10829\\_glossario\\_ilustrado\\_morfologia-3.pdf](https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/arquivos-publicacoes-insumos/10829_glossario_ilustrado_morfologia-3.pdf)
- Brown, V. S., Erickson, T. E., Merritt, D. J., Madsen, M. D., Hobbs, R. J., & Ritchie, A. L. (2021). A global review of seed enhancement technology use to inform improved applications in restoration. *Science of the Total Environment*, 798, 149096.
- Bu, H., Chen, X., Xu, X. et al. Seed mass and germination in an alpine meadow on the eastern Tsinghai–Tibet plateau. *Plant Ecol* 191, 127–149 (2007). <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9221-5>
- Buisson, E., Fidelis, A., Overbeck, G. E., Schmidt, I. B., Durigan, G., Young, T. P., ... & Silveira, F. A. (2021). A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration ecology*, 29, e13292.
- Ceccon, E., González, E.J., Martorell, C., 2016. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degrad. Dev.* 27, 511–520. <https://doi.org/10.1002/ldr.2421>.
- Cordazzo, C. V. Effect of seed mass on germination and growth in three dominant species in southern Brazilian coastal dunes. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 3, p. 427–435, ago. 2002.
- Cross AT, Pedrini S, Dixon KW (2020) Foreword: International Standards for Native Seeds in Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 28:S216–S218
- Dairel, M., & Fidelis, A. (2020). How does fire affect germination of grasses in the Cerrado? *Seed Science Research*, 30(4), 275-283.
- Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I., & Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannas in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1313-1317.
- Durigan, G., Pilon, N. A. L., Assis, G. B., Souza, F. M., & Baitello, J. B. (2018). *Plantas pequenas do cerrado: biodiversidade negligenciada* (1. ed.). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- Ferreira EB, Cavalcanti PP, Nogueira DA (2021). ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portugues). R package version 1.2.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>.
- Frischie, S., Miller, A. L., Pedrini, S., & Kildisheva, O. A. (2020). Ensuring seed quality in ecological restoration: native seed cleaning and testing. *Restoration Ecology*, 28, S239-S248.
- Gagliardi, B., & Marcos-Filho, J. (2011). Relationship between germination and bell pepper seed structure assessed by the X-ray test. *Scientia Agricola*, 68, 411-416.
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., Jonson J., ... & Dixon, K. W. (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27:S1–S46.

- Hallett, L.M., Standish, R.J., Jonson, J., Hobbs, R.J., 2014. Seedling emergence and summer survival after direct seeding for woodland restoration on old fields in South Western Australia. *Ecol. Manag. Restor.* 15, 140–146. <https://doi.org/10.1111/emr.12110>.
- Honda EA, Durigan G (2016) Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences* 371:20150313
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AMAZÔNIA E DEMAIS BIOMAS. Avisos – Bioma Cerrado – Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 3 jul. 2023.
- ISTA - International Seed Testing Association (2023) International rule for seed testing.
- Kildisheva, O. A., Dixon, K. W., Silveira, F. A., Chapman, T., Di Sacco, A., Mondoni, A., ... & Cross, A. T. (2020). Dormancy and germination: making every seed count in restoration. *Restoration Ecology*, 28, S256-S265.
- Kolb, R. M., Pilon, N. A. L., & Durigan, G. (2016). Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasílica*, 30, 87-92.
- Labouriau, L. G. (1983) *A germinação das sementes*. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, 174p.
- Larson, J. E., Sheley, R. L., Hardegree, S. P., Doescher, P. S., & James, J. J. (2015). Seed and seedling traits affecting critical life stage transitions and recruitment outcomes in dryland grasses. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 199-209.
- Lira-Martins, D., Nascimento, D. L., Abrahão, A., Costa, P. B., D'Angioli, A. D., Valézio, E., Rowland, L., & Oliveira, R. S. (2022). Soil proper ties and geomorphic processes influence vegetation composition, structure, and function in the Cerrado Domain. *Plant and Soil*, 476, 549–588.
- Oliveira, A. C. C. de (2019). Produção de mudas de duas espécies de gramíneas nativas para restauração do cerrado. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos.
- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., Scarano, F. R., Lewinsohn, T. M., Fonseca, C. R., Meyer, S. T., ... & Pillar, V. D. (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and distributions*, 21(12), 1455-1460.
- Peco, B., Traba, J., Levassor, C., Sánchez, A. M., & Azcárate, F. M. (2003). Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands. *Seed Science Research*, 13(1), 87-95.
- Pedrini S. & Dixon K.W. (2020) International principles and standards for native seeds in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28, S285–S302.
- Pedrini S., Balestrazzi A., Madsen M.D., Bhalsing K., Hardegree S.P., Dixon K.W., & Kildisheva O.A. (2020) Seed enhancement: getting seeds restoration ready. *Restoration Ecology*, 28, S265–S274.
- Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Cornelissen, J. H. C. (2016). Corrigendum to: new handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of botany*, 64(8), 715-716.
- Pilon, N. A., Campos, B. H., Durigan, G., Cava, M. G., Rowland, L., Schmidt, I., ... & Oliveira, R. S. (2023). Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. *Journal of Applied Ecology*, 60(5), 849-858.



- Ramos, D. M., Diniz, P., Ooi, M. K., Borghetti, F., & Valls, J. F. (2017). Avoiding the dry season: dispersal time and syndrome mediate seed dormancy in grasses in Neotropical savanna and wet grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 28(4), 798-807.
- RAS - Regras para análises de sementes (2009). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília, SDA/Mapa/ACS, Brasil 399 p.
- Ryan N, Laverack G, Powell A (2008) Establishing quality control in UK wildflower seed production. *Seed Testing International* 135:49–53
- Sampaio, A.B., Ribeiro, J.F., Souza, F., Nehme, L., Rocha, G.B. (2019) *Ervas e arbustos para restauração do Cerrado: Semeadura direta*. 1.ed. Brasília, Editora Rede de Sementes do Cerrado, 95p.
- Sarmiento, G. (1992). Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), 325-336.
- Silva, M. C., Moonlight, P., Oliveira, R. S., Pennington, R. T., & Rowland, L. (2022). Toward diverse seed sourcing to upscale ecological restoration in the Brazilian Cerrado. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 1045591.
- Silveira, F. A., Ordóñez-Parra, C. A., Moura, L. C., Schmidt, I. B., Andersen, A. N., Bond, W., ... & Pennington, R. T. (2022). Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*, 59(8), 1967-1975.
- United Nations (2019) Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. *United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030)*. <https://undocs.org/A/RES/73/284> (accessed 15 February 2021)
- Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., ... & Bond, W. J. (2015). Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 65(10), 1011-1018.
- Vidal, C. Y., Naves, R. P., Viani, R. A., & Rodrigues, R. R. (2020). Assessment of the nursery species pool for restoring landscapes in southeastern Brazil. *Restoration Ecology*, 28(2), 427-434.

# ESTABELECIMENTO DE GRAMÍNEAS NATIVAS EM ÁREA DEGRADADA DE CERRADO POUCO DEPENDE DO USO DE FERTILIZANTE NA PRODUÇÃO DAS MUDAS

## Resumo

O plantio de mudas é a técnica mais empregada para restaurar ativamente ecossistemas no mundo, porém é limitada pela baixa diversidade de formas de vida em viveiros. No Brasil, há uma predominância de mudas de espécies arbóreas, mas quase ausência de mudas de espécies não-arbóreas para a restauração de ecossistemas não-florestais, como campos e savanas do Cerrado. Considerando que gramíneas são dominantes em formações campestres e savânicas e fundamentais para a recuperação da estrutura e função de áreas degradadas, a produção em viveiro pode viabilizar o uso da técnica de plantio de mudas em áreas degradadas dessas formações. O uso de fertilizantes na produção pode ser vantajoso para o crescimento das mudas em menor tempo, porém é necessário investigar como outras espécies de gramíneas respondem ao aumento da disponibilidade de nutrientes, uma vez que são adaptadas aos solos de baixa fertilidade do Cerrado. Além disso, é importante compreender como os atributos das mudas produzidas com ou sem fertilizante mudam, e se isso influencia o estabelecimento das mudas após o plantio. Dessa forma, neste capítulo buscamos responder às perguntas: (i) A maior disponibilidade de nutrientes em viveiro leva ao maior crescimento de mudas de gramíneas nativas do Cerrado? (ii) Há efeito da disponibilidade de nutrientes das mudas produzidas com e sem fertilizante na sobrevivência e desempenho das mudas após o plantio? (iii) Quais atributos das mudas de espécies perenes podem estar relacionados a melhores desempenhos após o plantio? Para isso, produzimos mudas de cinco espécies comumente usadas na restauração com e sem suplementação com fertilizante de liberação controlada e medimos a altura, o número de perfilhos, o diâmetro da base, a biomassa, e os atributos área foliar específica e conteúdo de matéria seca da folha, após aproximadamente 90 dias em viveiro. As mudas foram plantadas em uma área de savana degradada na Estação Ecológica de Itirapina-SP e avaliadas quanto sobrevivência, altura, diâmetro da base, número de perfilhos reprodutivos, percentual verde durante a seca, e cobertura do solo ao final da estação chuvosa do plantio (chuvosa 1) e das estações seca e chuvosa subsequentes (chuvosa 2). Observamos que mudas produzidas com fertilizante apresentaram, no geral, maior crescimento que mudas sem fertilizante. No entanto, o efeito não foi persistente após o plantio, não havendo diferenças de sobrevivência, altura, número de perfilhos reprodutivos, percentual verde durante a seca e cobertura do solo nas estações subsequentes ao plantio. Somente o diâmetro da base manteve-se maior ao final das estações seca e chuvosa 2, em mudas produzidas com fertilizante. Os atributos das mudas quando plantadas não explicam a sobrevivência 30 dias após o plantio e a cobertura do solo e número de perfilhos ao final da seca, entretanto, essas variáveis são diferentes entre espécies. Dessa forma, concluímos que, em relação ao estabelecimento das mudas no campo, características das espécies, como hábito de crescimento e fenologia reprodutiva, são mais importantes do que o uso ou não de fertilizante na produção em viveiro.

**Palavras-chave:** 1. Plantio de mudas 2. Poaceae 3. Fertilizante 4. Viveiro 5. Restauração ecológica

## Introdução

O plantio de mudas é a técnica mais empregada para restaurar ativamente ecossistemas no mundo (Wortley et al. 2013; Palma & Laurance 2015), e a mais estudada no Cerrado (Guerra et al. 2020). Porém, a técnica é limitada à diversidade de mudas disponíveis em viveiros comerciais e, no Brasil, estes viveiros concentram sua produção majoritariamente em espécies arbóreas (Vidal et al. 2020). Tendo em vista que no Cerrado há

predominância de fisionomias savânicas e campestres (Eiten 1972), a baixa disponibilidade de mudas de espécies herbáceas nativas típicas dessas fisionomias gera consequências no momento de restaurar, como plantio de árvores em locais que antes eram campos ou savanas, modificando a estrutura e o funcionamento do ecossistema (Veldman et al. 2015, Abreu et al. 2017, Schmidt et al. 2019). Assim, a demanda pela reintrodução ativa de espécies herbáceas para recuperação da estrutura e funcionamento das fisionomias abertas do Cerrado é urgente, uma vez que essas apresentam baixa resiliência em áreas que foram perturbadas e que as ações atuais de restauração não estão sendo eficientes em reintroduzi-las (Haddad et al. 2020, Pilon et al. 2023).

Gramíneas nativas são fundamentais para a restauração das fisionomias não-florestais do Cerrado, pois são predominantes em áreas conservadas e compõem uma das famílias com maior riqueza de espécies no bioma (Filgueiras 2021). A alta riqueza de espécies é desafiadora, pois muitas vezes é necessário conhecer o funcionamento da espécie em condições ideais (conservadas) e como irão se estabelecer em condições pós-perturbação humana, como de áreas que precisam ser restauradas. Para o plantio de mudas esse conhecimento é fundamental, pois filtros ambientais limitando a provisão de recursos como água e nutrientes podem reduzir o estabelecimento após o plantio. Embora o plantio de mudas de gramíneas nativas no Cerrado já tenha sido testado, com resultados de alto estabelecimento e cobertura do solo em áreas degradadas por mineração (Silva et al. 2013, Figueiredo et al. 2023), pouco se sabe sobre quais atributos das mudas podem levar ao sucesso os plantios. Evidências científicas são cruciais para viabilizar o uso da técnica na restauração do estrato herbáceo de campos e savanas do Cerrado (Cooke et al. 2019, Dudley et al. 2020).

A etapa de produção de mudas pode ter papel fundamental na obtenção de atributos vantajosos para o plantio. No caso de gramíneas do Cerrado, mudas podem ser produzidas em tubetes do mesmo modo que para espécies florestais (Oliveira et al. 2020, Oliveira et al. 2021), por propagação vegetativa (Sena et al. 2021) ou a partir da produção de tapetes subdivididos em mudas (Figueiredo et al. 2023). Condições de viveiro geralmente contam com abundância na disponibilidade de água e sombra (Oliveira et al. 2020, Sena et al. 2021, Figueiredo et al. 2023), e podem ainda oferecer suplementação nutricional às mudas para obtenção de plantas maiores em menor tempo (Oliveira et al. 2021). Com as diversas possibilidades de manejo em viveiro, é necessário identificar como espécies selvagens respondem, e como essa resposta influencia os resultados após o plantio.

A adição de fertilizante no substrato de produção de mudas de *Schizachyrium sanguineum* (Retz.) Alston levou a uma maior absorção de nutrientes, gerando maior crescimento em altura, número de perfilhos e biomassa tanto de raiz quanto da parte aérea, evidenciando a resposta positiva à disponibilidade de nutrientes de uma espécie nativa adaptada aos solos do Cerrado, característicos por apresentar baixo pH e consequentemente baixa disponibilidade de nutrientes (Oliveira et al. 2021). No entanto, não se sabe qual efeito essa alteração no uso de recursos pelas mudas fertilizadas afeta a sobrevivência e o crescimento após os plantios em áreas degradadas, geralmente com solos alterados por processos de degradação (Palma & Laurance 2015). Sendo assim, investigar se e como os atributos sofrem mudanças após o plantio e como respondem aos desafios impostos pelo ecossistema em restauração, como a seca no Cerrado, é necessário para inferir sobre a resiliência e a eficácia da restauração por plantio de mudas em longo prazo (Espeland et al. 2017; Giles et al. 2021).

Atributos de crescimento das mudas de gramíneas, como altura, perfilhamento e biomassa podem ser preditores do potencial de captação de luz e transpiração da planta (Giles et al. 2021; Solofondranohatra et al. 2021). A razão entre raiz e parte aérea, e a biomassa de raiz podem também ser usadas para inferir sobre a capacidade de captação de água, acúmulo de carbono e de rebrota da muda após distúrbios como fogo ou pastejo (Ripley et al. 2010, 2015, Qian et al. 2017). Atributos foliares, como área específica e conteúdo de matéria seca, podem ainda

revelar como a muda está usando os recursos disponíveis, de forma mais conservativa quando com pequena área específica e alto conteúdo de matéria seca, e de forma mais aquisitiva quando o contrário é observado (Pérez-Harguindeguy et al. 2016, Weigelt et al. 2021). Além disso, após o plantio, avaliar a capacidade das mudas em cobrir o solo, e colonizar a área são importantes para atestar a trajetória da restauração após a introdução das mudas, pois estão relacionados à capacidade de resiliência da área restaurada (Chaves et al. 2015, Engst et al. 2017; Almeida & Viani 2021). Dessa forma, a fertilização em mudas pode auxiliar no alcance mais rápido de parâmetros relacionados ao crescimento na trajetória da restauração, usados como indicadores de sucesso do plantio, tal como cobertura do solo e número de regenerantes (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Wortley et al. 2013). O plantio de mudas produzidas em condições de alta disponibilidade de nutrientes pode ainda adiantar a maturidade reprodutiva e o número de sementes dispersas na área em restauração (Tanentzap et al. 2012). Por outro lado, a seleção de mudas com atributos de resistência a distúrbios, como a seca, pode ser estratégica no contexto da restauração do Cerrado (Van Sundert et al. 2021; Giles et al. 2021). Com isso, neste capítulo buscamos responder as perguntas: (i) A maior disponibilidade de nutrientes leva ao maior crescimento de mudas de gramíneas nativas do Cerrado? (ii) Há efeito da disponibilidade de nutrientes em viveiro na sobrevivência e performance das mudas após o plantio no campo? (iii) Quais atributos das mudas de espécies perenes podem estar relacionados a melhores performances após o plantio?

## Material e métodos

### Espécies

Neste estudo, cinco espécies de gramíneas nativas típicas e ruderais, que ocorrem em fisionomias abertas do Cerrado, foram usadas (Sampaio et al. 2019b), sendo elas: *Andropogon fastigiatus* Sw., *Aristida longifolia* Trin. & Rupr., *Aristida riparia* Trin., *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert e *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze. As espécies selecionadas possuem metabolismo C4, são perenes (exceto *A. fastigiatus* – anual) e têm hábito de crescimento cespitoso (Clayton et al. 2006, Filgueiras 2021). As sementes para a produção de mudas foram adquiridas comercialmente, que foram coletadas manualmente em áreas conservadas da região de Cerrado da Chapada dos Veadeiros no estado de Goiás no ano de 2020, onde há grande ocorrência de fisionomias abertas em relação aos remanescentes de Cerrado no estado de São Paulo.

### Produção de mudas e coleta de dados

A produção de mudas foi realizada no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos (Araras – SP), e iniciamos com a semeadura das gramíneas nativas em agosto de 2020, em bandejas plásticas de 43,5 x 29 x 6 cm, com perfurações no fundo, e contendo areia grossa peneirada. As bandejas foram distribuídas em estufa agrícola coberta com lona transparente e com irrigação por aspersão automatizada. Após a emergência de todas as espécies, plantas com cerca de 6,4 cm de altura foram transferidas individualmente para bandejas com 32 células (tubetes) individuais de 190 cm<sup>3</sup> (55 x 29 x 14 cm) cada. As bandejas com células foram preenchidas com substrato florestal comercial composto por casca de pinus, vermiculita, carvão mineral, macro e micronutrientes (Apêndice A), ao qual nos tratamentos submetidos ao aumento de nutrientes no substrato, foram acrescidos 5 kg.m<sup>-3</sup> de fertilizante de liberação controlada (FLC) Osmocote® 15-09-12 (15% N: 8,4% NH<sub>4</sub>-N e 6,6% NO<sub>3</sub>-N; 3,93% P, 9,96% K). O FLC usado libera nutrientes em taxa constante conforme a necessidade da planta durante 5 meses (Oliet et al. 1999). A quantidade de 5 kg.m<sup>-3</sup> de fertilizante foi definida considerando resultados prévios com fertilização de gramínea nativa do Cerrado (Oliveira et al. 2021). Para a mistura com o substrato, o FLC foi misturado proporcionalmente e

homogeneizado, e então as células foram preenchidas com a mistura. Dessa forma, foi testada a produção de mudas das cinco espécies de gramíneas nativas em relação à disponibilidade de nutrientes no substrato (0 e 5 kg.m<sup>-3</sup> de FLC). A temperatura e umidade relativa média no período de emergência e transferência das plantas para tubetes em estufa foi de 25,33°C e 68,29% (Apêndice B), respectivamente. As bandejas com as mudas foram transferidas para casa de vegetação com tela de 50% de retenção luminosa, e distribuídas em aleatoriamente. As mudas foram irrigadas de forma automatizada quatro vezes ao dia por aspersão para manter o substrato sempre úmido. Além disso, houve entrada de parte das chuvas que ocorreram no período de execução do experimento, uma vez que a tela da casa de vegetação permite a passagem de parte da água. A fase de crescimento durou de outubro de 2020 a janeiro de 2021, por aproximadamente 86 dias. Ao final da fase de crescimento em casa de vegetação, obtivemos para o plantio em campo 320 mudas de *Andropogon fastigiatus*, *Aristida longifolia* e *Loudetiopsis chrysotrix*, 192 mudas de *Trachypogon spicatus* e 176 de *Aristida riparia*, em ambos os tratamentos com fertilizante e controle.

Para obtenção de dados de crescimento inicial, dez plântulas de cada espécie foram retiradas das sementeiras com areia, semelhantes às que foram transplantadas para os tubetes, medidas quanto à altura esticando-se uma fita métrica da base à ponta da folha mais alta esticada ao longo da fita métrica. Posteriormente, as plantas foram submetidas a secagem em estufa de circulação forçada por 72h à 60°C para obtenção das biomassas secas de parte aérea e raiz. Após os 86 dias de crescimento, dez mudas de cada espécie foram medidas quanto à altura, número de perfilhos, diâmetro da base da muda, biomassa da parte aérea e raiz das mudas. Foram também calculados os atributos funcionais de área foliar específica (SLA), conteúdo de matéria seca foliar (LDMC), área da lâmina foliar, razão entre raiz e parte aérea (R:PA), e taxa de crescimento relativo (TCR) em altura e biomassa. A altura foi medida com fita métrica, esticando-a junto à muda da base até a ponta da maior folha; o número de perfilhos foi contado manualmente; e o diâmetro da base da muda foi medido com paquímetro digital. Após a tomada dessas medidas, as raízes das mudas foram lavadas cuidadosamente para a remoção do substrato, e depois cortamos as mudas separando-as em raiz e parte aérea para secagem em estufa de circulação forçada a 60°C por 72h. As biomassas da parte aérea e da raiz foram determinadas pesando-as em balança semi-analítica, sendo os valores de cada muda somados para obtenção da biomassa total e também divididos para obtenção da razão R:PA.

Para obtenção da SLA e do LDMC, foram amostradas três folhas novas, completamente expandidas e inteiras de cada muda, as quais foram pesadas em balança semi-analítica para obtenção da massa fresca, e colocadas abertas em escâner digital para obtenção da área da lâmina foliar (mm<sup>2</sup>) por meio de análise das imagens pelo pacote EImage (Pau et al. 2010) no programa R (v3.6.1; R Core Team 2020). Após isso, as folhas foram secas em estufa a 60°C por 72h e pesadas novamente obtendo-se a massa seca, usada para o cálculo da SLA: área foliar/massa seca da folha (mm<sup>2</sup>.mg<sup>-1</sup>), e do LDMC: massa seca/massa fresca da folha (mg.g<sup>-1</sup>) (Pérez-Harguindeguy et al. 2016). A massa seca das folhas usadas para as análises foliares foi somada a biomassa da parte aérea de suas respectivas mudas.

Com os dados inicial e final de altura e biomassas de raiz e parte aérea, foram calculadas as TCRs em altura e biomassa por meio da fórmula  $(V2 - V1) / t$ , em que V1 e V2 representa os valores inicial e final, respectivamente, e t o intervalo, em dias, entre as avaliações (Pérez-Harguindeguy et al. 2016). Como valor inicial, usamos a média de altura e de biomassa seca de raiz e parte aérea dos 10 indivíduos medidos no momento do transplântio.

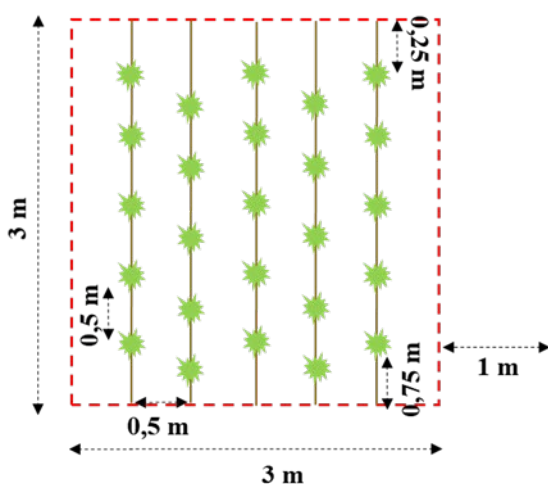
### **Plantio e coleta de dados**

O plantio foi realizado na Estação Ecológica de Itirapina localizada no município de Itirapina, na região Centro-Leste do estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. O clima da região é classificado como mesotérmico com

inverno seco (Cwa, Köeppen), com temperatura no mês mais frio inferior a 18°C e a no mês mais quente superior a 22°C (Zanchetta et al. 2006). A precipitação anual média é de 1.459 mm, concentrada nos meses de outubro a março. Os meses de dezembro, janeiro e fevereiro são considerados os mais chuvosos, com precipitação média de 232 mm. O período seco ocorre entre os meses de abril a setembro, sendo julho e agosto os menos chuvosos com precipitação média de 33 mm (Souza et al. 2014). O solo predominante é classificado como Neossolo Quartzarênico e a vegetação original era composta por cerrado *sensu lato*, representado predominantemente por fragmentos de fisionomias savânicas (cerrado *sensu stricto*, campo cerrados e campo sujo) e campestres (campo limpo) (Zanchetta et al. 2006).

O plantio foi realizado numa área de aproximadamente 853 m<sup>2</sup>, que se encontrava invadida pela gramínea exótica *Urochloa brizantha* (A.Rich.) R.D.Webster. O preparo da área para o plantio foi realizado com a eliminação da biomassa das gramíneas exóticas por meio de queima prescrita, feita por profissionais, no início da estação chuvosa (novembro de 2020). Após a queima, o solo foi arado em novembro de 2020, de forma a revolver o solo, eliminar touceiras das gramíneas exóticas e incorporar as cinzas e restos vegetais pós-fogo. Em janeiro, uma semana antes do plantio, o preparo da área foi finalizado com a passagem de grade leve, nivelando o solo e eliminando plantas espontâneas que rebrotaram ou germinaram na área. Tal metodologia de preparo de solo é usual na restauração de áreas dominadas por gramíneas exóticas, principalmente do gênero *Urochloa* sp. (Sampaio et al. 2019a). Na área preparada foram delimitadas 78 parcelas de 3 x 3 m, distribuídas ao longo do terreno e espaçadas por 1 m de distância.

As mudas das cinco espécies produzidas em viveiro com e sem adição de fertilizante foram transportadas de Araras para Itirapina em caminhão baú e deixadas em viveiro com disponibilidade de água para irrigação até o momento do plantio, nos dias seguintes. O plantio foi realizado nos dias 26 e 27 de janeiro de 2021, compreendendo aproximadamente o meio da estação chuvosa (Souza et al. 2014). Em cada parcela de 3 por 3 metros foram plantadas 25 mudas, espaçadas em 0,5 x 0,5 m, distribuídas em cinco linhas dispostas em quincôncio (Figura 1). Cinco covas em cada linha foram abertas com enxada, as mudas plantadas e em seguida, irrigadas. Como o número de parcelas por tratamento (espécie x fertilizante) variou devido ao número de mudas obtidas no processo de produção (Tabela 1). Analisamos a fertilidade do solo da área antes do plantio no Laboratório de Fertilidade do Solo (UFSCar – *campus* Araras/SP), após coleta de amostra composta de solo na camada de 0-20 cm, em 10 pontos distribuídos na área experimental (APÊNDICE A).



**Figura 1.** Croqui e foto exemplo de uma parcela após o plantio de mudas de gramíneas nativas do Cerrado, em Itirapina-SP, em espaçamento 0,5 x 0,5 m e dispostas em quincôncio.

**Tabela 1.** Número de parcelas e mudas plantadas por tratamento (espécie x fertilizante) no experimento implantado em Itirapina-SP.

Espécie	Fertilizante	Número de parcelas	Número de mudas
<i>Andropogon fastigiatus</i>	Sem	9	225
	Com	9	225
<i>Aristida longifolia</i>	Sem	9	225
	Com	6	150
<i>Aristida riparia</i>	Sem	5	125
	Com	4	100
<i>Loudetiopsis chrysobrix</i>	Sem	9	225
	Com	9	225
<i>Trachypogon spicatus</i>	Sem	4	100
	Com	4	100

Para avaliar a performance das mudas após o plantio em relação ao efeito do uso de fertilizante na produção, coletamos dados de mortalidade, altura, diâmetro da base, número de perfilhos reprodutivos, percentual verde durante a seca, e cobertura do solo. Dados da espécie *Andropogon fastigiatus* foram coletados somente até o final da primeira estação chuvosa, pois por ser uma espécie anual, iniciou sua reprodução e o processo de senescência no início da estação seca, estando completamente mortas ao final dessa mesma estação. A sobrevivência foi avaliada contando-se o número de indivíduos vivos por parcela após 30 dias do plantio, ao final da estação chuvosa do plantio (chuvosa 1), e das estações seca e chuvosa subsequentes (chuvosa 2). Consideramos indivíduos vivos as mudas que apresentavam partes verdes.

O crescimento foi avaliado por meio de dados de altura, diâmetro da base e cobertura do solo. A altura foi medida da base da planta até a ponta do perfilho vegetativo mais alto esticando-o junto à uma fita métrica, e o diâmetro da base com paquímetro digital. As medidas foram tomadas ao final das estações chuvosa 1, seca e chuvosa 2. A cobertura do solo foi estimada por meio do processamento de imagem ortoretificada da área, obtida com drone ao final da estação chuvosa 2. A imagem foi aberta no software Qgis (Qgis.org 2022) e a área ocupada por cada muda foi delimitada manualmente com uma ferramenta de desenho de polígonos. O percentual de cobertura do solo foi obtido dividindo-se a área da parcela pela soma das áreas individuais das plantas na parcela, multiplicando-se o resultado por 100. Avaliamos como parâmetro de resistência à seca, o percentual verde das plantas ao final da estação seca, estimando visualmente em escala de 1 a 100% (Abraham et al. 2004). E ainda, como indicador de potencial para geração de descendentes na área, contamos o número de perfilhos reprodutivos de cada indivíduo, a partir da estação de coleta na qual estes foram observados. Todos os dados obtidos foram analisados como médias por parcela, representando os tratamentos.

Avaliamos também o efeito dos atributos das mudas e espécies em respostas fundamentais para garantia de uma trajetória bem-sucedida de restauração: sobrevivência após o plantio (30 dias), sobrevivência após a estação seca, potencial de gerar descendentes para regeneração na área pelo número de perfilhos reprodutivos e potencial de

cobertura do solo. Consideramos o número de perfilhos reprodutivos e cobertura do solo apenas ao final da estação chuvosa 2, após cerca de um ano e dois meses do plantio.

### **Análise dos dados**

Todas as análises foram feitas no programa R (v3.6.1; R Core Team, 2020). Antes de testar se houve diferenças nos atributos de mudas produzidas com ou sem fertilizante, realizamos uma análise de correlação entre os parâmetros medidos nas mudas para selecionar os atributos menos correlacionados, uma vez que alta correlação indica que ambas as variáveis variam no mesmo sentido e com a forças semelhantes. Sendo assim, quantificamos os coeficientes de correlação de Pearson com o pacote `corrplot` (Wei et al. 2017) e selecionamos os atributos com coeficientes menores que 0,7, ou seja, com moderada a baixa correlação (Hinkle et al. 2003).

A partir dos atributos pouco correlacionados, verificamos para cada um se houve variação em relação a presença ou ausência de fertilizante. Para isso analisamos se houve variação na altura, diâmetro da base, R:PA, biomassa de raiz e SLA em relação ao uso de fertilizante por meio de modelos lineares simples. Os dados de diâmetro da base, R:PA e biomassa de raiz foram transformados com raiz quadrada para melhor ajuste do modelo. A variação do número de perfilhos e LDMC em relação ao uso de fertilizante foi analisada por meio de modelos lineares generalizados simples da família Gamma, uma vez que os dados são médias por parcela. Com os modelos ajustados, verificamos se houve diferença significativa entre os atributos em mudas com e sem fertilizante pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). A análise e ajuste dos modelos foram realizados com os pacotes `lme4` (Bates et al. 2015) e `DHARMA` (Hartig 2022), e o teste de Tukey com o pacote `emmeans` (Lenth 2023).

Para avaliar se houve efeito do uso de fertilizante no crescimento das mudas também usamos modelos simples para cada estação em que cada variável foi coletada. Ajustamos modelos lineares simples para dados das variáveis resposta altura, diâmetro da base, percentual verde, número de inflorescências e percentual de cobertura, em que diâmetro da base foi transformado em log para dados das estações chuvosa 1 e chuvosa 2. Modelos lineares generalizados foram usados para os dados de sobrevivência em todos os períodos avaliados. A partir dos modelos ajustados, verificamos se houve diferença significativa entre as médias estimadas do modelo pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) com o pacote `emmeans` (Lenth 2023).

E, para testar se houve efeito dos atributos das mudas e espécies nos parâmetros de estabelecimento, primeiramente padronizamos os dados dos atributos preditores em escala de  $z$  ( $z = (x - \text{média}) / \text{desvio padrão}$ , em que  $x$  é o valor de cada observação), para tornar comparável parâmetros com diferentes escalas de magnitude (Zhu et al. 2016, Luong et al. 2021). Em seguida, fizemos modelos lineares mistos combinando as variáveis preditoras padronizadas das mudas (altura, diâmetro da base, número de perfilhos, R:PA, biomassa de raiz, SLA e LDMC) e espécies como efeitos fixos, com os parâmetros relacionados ao sucesso do plantio (percentuais de sobrevivência após 30 dias do plantio e após a seca, número de perfilhos reprodutivos e percentual de cobertura ao final da estação chuvosa 2). Os modelos foram verificados em relação ao ajuste e às premissas (resíduos, p-valor,  $R^2$ ), com auxílio do pacote `DHARMA` (Hartig 2022). Dados de percentual de sobrevivência e de número de perfilhos reprodutivos foram transformados com raiz quadrada, para melhor ajuste do modelo (Tabela 5). Após o ajuste dos modelos, verificamos como cada variável preditora influenciou a resposta por meio dos coeficientes estimados em cada modelo, determinando se influenciam a variável resposta positiva ou negativamente. Usamos uma representação gráfica conhecida como “Forest plot” do pacote `sjPlot` (Lüdecke 2023) para representar os coeficientes padronizados dos modelos mistos e seus respectivos erros padrão, considerando intervalos de confiança de 95%, e interpretações em

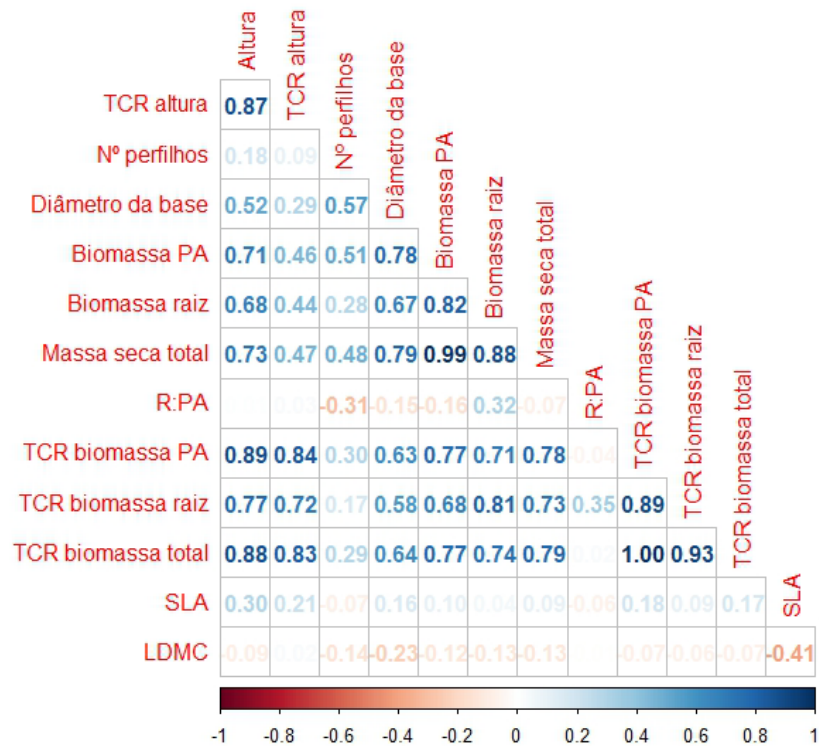


relação à hipótese nula, de ausência de efeito, representada por uma linha vertical no gráfico estimada a partir do modelo.

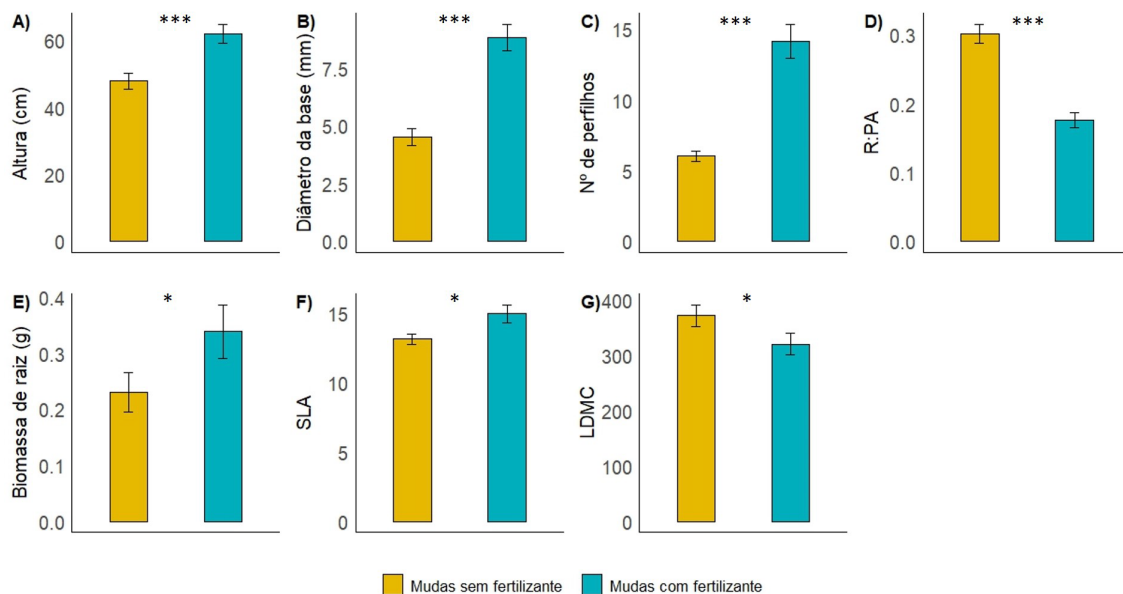
## Resultados

Com a análise de correlação entre os atributos das mudas encontramos que altura, diâmetro da base, número de perfilhos, R:PA, biomassa de raiz, SLA e LDMC são pouco correlacionados com as demais variáveis ( $R < 0,70$ ; Figura 2). Considerando apenas estes atributos, observamos que o desempenho em viveiro de mudas produzidas com fertilizante apresentaram maior altura, diâmetro da base, número de perfilhos, biomassa de raiz, SLA, e menor LDMC e relação R:PA que mudas produzidas sem fertilizante (Figura 3).

O desempenho das mudas após o plantio não diferiu entre mudas com e sem adição de fertilizantes em viveiro para percentual de sobrevivência, altura, número de perfilhos reprodutivos, percentual verde durante a seca e percentual de cobertura do solo nas estações subsequentes ao plantio ( $p > 0,05$ ; Tabela 2). Somente o diâmetro da base foi maior em mudas produzidas com fertilizante ao final das estações chuvosa 1 e seca ( $p < 0,05$ ; Tabela 2). Além disso, ao final da seca a espécie *Aristida longifolia* foi a primeira a emitir perfilhos reprodutivos, com média de 3,4 ( $\pm 0,02$ ) perfilhos reprodutivos por planta ao final da estação seca.



**Figura 2.** Coeficientes de correlação de Pearson entre os atributos medidos nas mudas de gramíneas. Coeficientes maiores que 0,7 indicam alta correlação entre as variáveis. PA = parte aérea, R:PA = razão raiz e parte aéreas, TCR = taxa de crescimento relativo, SLA = área específica foliar, e LDMC = conteúdo de matéria seca da folha. Valores com ponto (.) como separador decimal.



**Figura 3.** Atributos de mudas de gramíneas do Cerrado produzidas com e sem fertilizante em condições de viveiro. Asteriscos acima das barras significam diferença pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ), em que \* para p-valor  $< 0,05$  e \*\*\* para p-valor  $< 0,0001$ . R:PA = razão raiz e parte aéreas, SLA = área específica foliar em  $\text{mm}^2.\text{mg}^{-1}$ , e LDMC = conteúdo de matéria seca da folha em  $\text{mg.g}^{-1}$ .

**Tabela 2.** Resultados da comparação da sobrevivência e parâmetros de crescimento de mudas produzidas com e sem fertilizante em condições de viveiro após 30 dias do plantio e ao final das estações chuvosa 1, seca e chuvosa 2. P-valores atribuídos pelo teste de Tukey ( $\alpha=0,05$ ), valores significativos destacados em negrito.

Medida	Avaliação	Médias ( $\pm$ SE)		p-valor
		Com fertilizante	Sem fertilizante	
% Sobrevivência	30 dias	95,1 $\pm$ 1,46	93,1 $\pm$ 1,89	0,409
	Chuvosa 1	91,1 $\pm$ 2,11	88,3 $\pm$ 2,62	0,672
	Seca*	90,9 $\pm$ 2,38	85,2 $\pm$ 2,38	0,537
	Chuvosa 2*	86,6 $\pm$ 2,79	82,7 $\pm$ 3,15	0,703
Altura (cm)	Chuvosa 1	67,9 $\pm$ 4,25	54,9 $\pm$ 3,94	0,075
	Final da seca*	54,5 $\pm$ 1,75	51,1 $\pm$ 2,10	0,385
	Chuvosa 2*	85,1 $\pm$ 2,09	85,1 $\pm$ 2,28	0,987
Diâmetro da base (mm)	Chuvosa 1	33,4 $\pm$ 1,8	20,2 $\pm$ 0,81	<b>&lt;,001</b>
	Final da seca*	52,5 $\pm$ 2,9	40,9 $\pm$ 1,94	<b>0,021</b>
	Chuvosa 2*	109 $\pm$ 7,35	106 $\pm$ 8,35	0,793
% Verde	Chuvosa 1	85,9 $\pm$ 1,46	89,4 $\pm$ 1,16	0,255
	Final da seca*	75,4 $\pm$ 0,88	79,1 $\pm$ 1,16	0,087
Nº de perfilhos reprodutivos	Final da seca*	3,52 $\pm$ 5,00	3,32 $\pm$ 2,55	0,799
	Chuvosa 2*	25,0 $\pm$ 2,83	17,8 $\pm$ 2,00	0,154

<b>% Cobertura do solo</b>	Chuvosa 2*	37,7 ± 3,03	38,8 ± 3,14	0,858
----------------------------	------------	-------------	-------------	-------

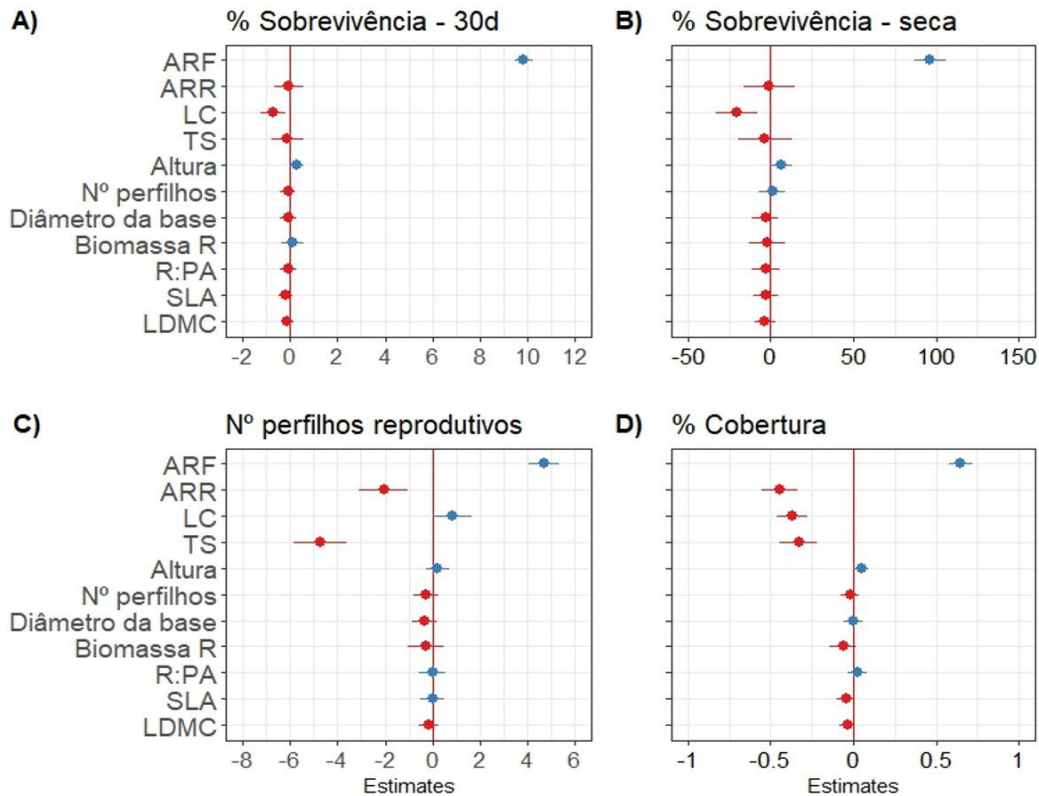
\*apenas espécies perenes consideradas

Observamos que todos os modelos testados são bons preditores das variáveis resposta mensuradas ( $p < 0,05$ , Tabela 3). Os modelos mostraram que 19,05% da variação de sobrevivência 30 dias após o plantio e 18,53% da sobrevivência após a estação seca são explicados pelas variáveis predictoras altura, diâmetro da base, número de perfilhos, R:PA, biomassa de raiz, SLA, LDMC e espécies (Tabela 3). Já para o número de perfilhos reprodutivos e o percentual de cobertura do solo, as variáveis predictoras dos modelos explicam 74% e 67,29% de sua variação (Tabela 3).

No entanto, ao analisar os coeficientes dos modelos, observamos que apenas as espécies tiveram efeito significativo nas variáveis resposta testadas (Figura 4). A espécie *Aristida longifolia* teve efeito positivo significativo na sobrevivência aos 30 dias após o plantio (9,86;  $p < 0,001$ ; Figura 4A), na sobrevivência após a seca (96,32;  $p < 0,001$ ; Figura 4B), no número de perfilhos reprodutivos (4,73;  $p < 0,001$ ; Figura 4C) e na cobertura do solo (0,65;  $p < 0,001$ ; Figura 4D). Observamos efeito negativo relacionado à espécie *Loudetiopsis chrisothryx* sobre os percentuais de sobrevivência aos 30 dias (-0,73;  $p = 0,005$ ; Figura 4A) e ao final da seca (-20,66;  $p = 0,0021$ ; Figura 4B). Já *Aristida riparia* (-2,05;  $p < 0,001$ ) e *Trachypogon spicatus* (-4,72;  $p < 0,001$ ) mostraram efeito negativo no número de perfilhos reprodutivos (Figura 4C). Em relação à cobertura do solo após a segunda estação chuvosa, houve efeito negativo das espécies *L. chrisothryx* (-0,37;  $p < 0,001$ ), *A. riparia* (-0,44;  $p < 0,001$ ) e *T. spicatus* (-0,33;  $p < 0,001$ ; Figura 4D).

**Tabela 3.** Modelos lineares (lm) mistos testados para cada variável resposta em relação aos atributos das mudas e espécies. Os modelos foram analisados quanto ao ajuste ( $p < 0,05$ ) e seu respectivo poder de predição indicado pelo  $R^2$ . P-valores significativos destacados em negrito.

Variável resposta	Modelo	p-valor	R <sup>2</sup> ajustado
<b>Sobrevivência 30 dias após o plantio</b>	lm(formula = raiz(sobrevivência 30 dias após plantio) ~ altura + n° de perfilhos + diâmetro da base + biomassa de raiz + R:PA + SLA + LDMC + espécies)	<b>0,0459</b>	0,1905
<b>Sobrevivência após a seca</b>	lm(formula = sobrevivência após a seca ~ altura + n° de perfilhos + diâmetro da base + biomassa de raiz + R:PA + SLA + LDMC + espécies)	<b>0,0499</b>	0,1853
<b>N° de perfilhos reprodutivos (estação chuvosa 2)</b>	lm(formula = raiz(n° de perfilhos reprodutivos) ~ altura + n° de perfilhos + diâmetro da base + biomassa de raiz + R:PA + SLA + LDMC + espécies)	<b>&lt;,0001</b>	0,74
<b>Cobertura do solo (%), estação chuvosa 2)</b>	lm(formula = cobertura ~ altura + n° de perfilhos + diâmetro da base + biomassa de raiz + R:PA + SLA + LDMC + espécies)	<b>&lt;,0001</b>	0,6729



**Figura 4.** Coeficientes estimados (*Estimates*) da análise da sobrevivência 30 dias após o plantio (A) e ao final da estação seca (B), e do número de perfilhos reprodutivos (C) e percentual de cobertura (D) ao final da estação chuvosa, em relação aos atributos altura, número de perfilhos, diâmetro da base, biomassa de raiz (Biomassa R), razão raiz e parte aérea (R:PA), área específica foliar (SLA,  $\text{mm}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ ) e conteúdo de matéria seca da folha (LDMC,  $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ) das mudas. Pontos se referem aos coeficientes e barras ao erro padrão (intervalo de confiança 95%) do modelo misto testado, e cores vermelha e azul significam efeito negativo ou positivo, respectivamente. A linha vertical em vermelho representa a ausência de efeito da variável preditora na resposta. ARF = *Aristida longifolia* (Intercepto), ARR = *Aristida riparia*, LC = *Loudetiopsis chrisotbryx* e TS = *Trachypogon spicatus*.

## Discussão

Nossos resultados mostram que gramíneas respondem positivamente ao aumento de nutrientes no substrato quando cultivadas em viveiro, mas que o maior crescimento e tamanho proporcionado no viveiro pela fertilização não é continuado após o plantio, e evidenciou que a variação no estabelecimento e sucesso do plantio está mais relacionado às espécies. Isso nos traz evidências de que, embora os fertilizantes acelerem o crescimento e reduzam o tempo das mudas em viveiro (Oliveira et al. 2021), a prática da adubação pode ser dispensada, pois o plantio de mudas de gramíneas é bem-sucedido para ambas mudas produzidas com ou sem fertilizante (sobrevivência > 82% após cerca de um ano do plantio), corroborando com outras experiências de plantios de mudas de gramíneas (Silva et al 2013, Figueiredo et al 2023). Tal fato, viabiliza a produção em casos de baixo acesso à fertilizantes, mas seu uso ainda pode ser considerado quando o objetivo for produzir mudas vigorosas em pouco tempo.

O efeito positivo do uso de fertilizante em altura, diâmetro da base, número de perfilhos e biomassa de raiz, e o efeito negativo na R:PA eram esperados (Oliveira et al. 2021). Embora espécies do Cerrado sejam em geral adaptadas aos solos ácidos, com baixa disponibilidade de nutrientes, e frequentemente não responsivas à

disponibilidade de nutrientes (Haridasan 2008, Viani et al. 2014, Lambers et al. 2020), esse não é o caso das gramíneas nativas comumente usadas na restauração do bioma e evidencia que espécies de gramíneas podem mudar as estratégias de uso de recursos em relação à disponibilidade dos mesmos. Com este estudo vimos que as gramíneas testadas desviam sua característica conservativa, de crescimento lento e uso econômico de recursos, adaptada ao estabelecimento em solos de baixa disponibilidade de nutrientes para responder à maior disponibilidade de nutrientes, gerando mudanças em seus atributos (Espeland et al. 2017, Giles et al. 2021). Isso fica mais claro quando observamos os atributos foliares, pois houve maior SLA e menor LDMC em mudas produzidas com fertilizante, que são características esperadas quando as plantas têm crescimento rápido com alta atividade metabólica e altas taxas na aquisição de recursos (Weigelt et al. 2021). Por outro lado, mudas sem fertilizante tiveram menor crescimento e menor SLA e maior LDMC, evidenciando o uso mais conservativo dos recursos que é encontrado em ecossistemas conservados (Giles et al. 2021), como os nos quais as sementes das espécies usadas neste experimento foram coletadas.

A capacidade das gramíneas nativas testadas de se moldar em relação à disponibilidade de recursos também pode justificar a alta sobrevivência após o plantio. Mudas maiores, produzidas com fertilizante, podem ter favorecido o estabelecimento por acumularem mais reservas a ponto de sobreviverem até que se ajustassem à nova condição de disponibilidade de recursos do ambiente em que foi plantada (Palma & Laurance 2015); já as mudas produzidas em menor disponibilidade de nutrientes, podem ter conservado características mais conservativas em relação aos recursos disponíveis que facilitaram seu estabelecimento em campo (Giles et al. 2021). Além disso, ao sair de uma cobertura com 50% de interceptação solar no viveiro, as mudas plantadas em campo passaram a receber maior radiação e ter maior espaço disponível para o crescimento do sistema radicular, contribuindo para seu crescimento vegetativo (Ludwig et al. 2001).

Nossos resultados mostram ainda que as espécies, não os atributos obtidos durante a produção em viveiro, influenciaram no estabelecimento e persistência das mudas. Observamos que *Aristida longifolia* teve efeito positivo na sobrevivência, número de perfilhos reprodutivos e cobertura do solo. O efeito positivo na sobrevivência dessa espécie após o plantio pode estar relacionado a o fato de ser uma espécie encontrada tanto em ambientes florestais quanto abertos do Cerrado, estando adaptada a diferentes condições ambientais e regulando seu metabolismo de acordo com o ambiente (Espeland et al. 2017). Em relação à cobertura do solo, *A. longifolia* foi a espécie com maior média de cobertura acima de 60%, enquanto as demais ficaram entre 20 e 32% (Apêndice C), evidenciando a importância desta espécie para recobrir o solo. Isso se deve às características de crescimento da espécie quando plantada por mudas. Apesar de considerada cespitosa, seus perfilhos crescem quase que prostrados ao solo formando ângulos menores que 45°, que juntamente com suas folhas de lâminas longas (Filgueiras 2021), propiciam maior área coberta (Apêndice D). *A. longifolia* ainda teve efeito positivo no número de perfilhos reprodutivos, provavelmente por ser uma espécie precoce, atingindo a maturidade reprodutiva alguns meses após o plantio, iniciando a dispersão de sementes mais cedo, aspectos vantajosos para a restauração de áreas que sofrem pressão de propágulos de espécies invasoras (Larson & Funk 2016), algo bastante frequente na prática da restauração.

Com esses resultados, foi possível identificar que o estabelecimento e a persistência de gramíneas plantadas por mudas produzidas em viveiro pouco dependem de como os nutrientes foram manejados no processo de produção. O que mais interferiu nos resultados foram as espécies e seus atributos relacionados ao hábito de crescimento e a fenologia reprodutiva, reforçando a importância do conhecimento sobre o desempenho das em diversas condições ambientais e em relação às metas de restauração (Brudvig 2011, Palma & Laurance 2015). A

capacidade das gramíneas se moldarem em relação à fertilidade e em relação às condições abióticas contrastantes do viveiro (abundância de água e sombra) e do campo (recurso hídrico limitado em uma época do ano e sol pleno), evidenciam que as espécies expressam características de acordo com o ambiente onde crescem (Espeland et al. 2017). Sendo assim, é necessário entender com mais especificidade sobre as espécies que estamos usando na restauração, e ainda como variam e toleram mudanças ambientais, para que possamos usar essas informações na escolha das espécies que possam expressar características que auxiliem a superação dos filtros ambientais presentes nas áreas degradadas, de forma a garantir um resultado bem-sucedido da restauração.

## Referências

- Abraham, E. M., Huang, B., Bonos, S. A., & Meyer, W. A. (2004). Evaluation of drought resistance for Texas bluegrass, Kentucky bluegrass, and their hybrids. *Crop Science*, 44(5), 1746-1753.
- Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., Pilon, N. A., Rossatto, D. R., & Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science advances*, 3(8), e1701284.
- Almeida, C., & Viani, R. A. G. (2021). Non-continuous reproductive phenology of animal-dispersed species in young forest restoration plantings. *Biotropica*, 53(1), 266-275.
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Brudvig, L. A. (2011). The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? *American journal of botany*, 98(3), 549-558.
- Chaves, R. B., Durigan, G., Brancalion, P. H., & Aronson, J. (2015). On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, 23(6), 754-759.
- Clayton, W.D.; Vorontsova, M.S.; Harman, K.T.; Williamson, H. (2006) GrassBase - The Online World Grass Flora. Disponível em: <http://www.kew.org/data/grasses-db.html>. Acesso em: 20/08/2020
- Cooke, S. J., Bennett, J. R., & Jones, H. P. (2019). We have a long way to go if we want to realize the promise of the “Decade on Ecosystem Restoration”. *Conservation Science and Practice*, 1(12), e129.
- de Oliveira, A. C., Forti, V. A., & Viani, R. A. (2021). Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. *Restoration Ecology*, 30(3), e13534.
- Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I., & Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1313-1317.
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- Engst, K., Baasch, A., & Bruelheide, H. (2017). Predicting the establishment success of introduced target species in grassland restoration by functional traits. *Ecology and evolution*, 7(18), 7442-7453.
- Espeland, E. K., Johnson, R. C., & Horning, M. E. (2017). Plasticity in native perennial grass populations: Implications for restoration. *Evolutionary Applications*, 11(3), 340-349.
- Figueiredo, M. A., Messias, M. C., Leite, M. G., & Kozovits, A. R. (2023). Native grass sod and plug production as an alternative technique to restore neotropical rupestrian grassland after mining. *Restoration Ecology*, e13966.

Gardiner, R., Shoo, L. P., & Dwyer, J. M. (2019). Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2687-2697.

Giles, A. L., Costa, P. D. B., Rowland, L., Abrahao, A., Lobo, L., Verona, L., ... & Oliveira, R. S. (2022). How effective is direct seeding to restore the functional composition of neotropical savannas? *Restoration Ecology*, 30(1), e13474.

Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., ... & Garcia, L. C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. *Forest ecology and Management*, 458, 117802.

Haridasan, M. (2008). Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 20, 183-195.

Hartig F (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.

Hinkle DE, Wiersma W, Jurs SG. 2003. *Applied Statistics for the Behavioral Sciences*. 5th ed. Boston: Houghton Mifflin.

Lambers, H., de Britto Costa, P., Oliveira, R. S., & Silveira, F. A. (2020). Towards more sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, 32(3), 175-194.

Larson, J. E., & Funk, J. L. (2016). Regeneration: an overlooked aspect of trait-based plant community assembly models. *Journal of Ecology*, 104(5), 1284-1298.

Lüdecke D (2023). sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science. R package version 2.8.14, <<https://CRAN.R-project.org/package=sjPlot>>.

Ludwig, F., de Kroon, H., Prins, H. H., & Berendse, F. (2001). Effects of nutrients and shade on tree-grass interactions in an East African savanna. *Journal of Vegetation Science*, 12(4), 579-588.

Luong JC, Holl KD, Loik ME. 2021 Leaf traits and phylogeny explain plant survival and community dynamics in response to extreme drought in a restored coastal grassland. *Journal of Applied Ecology*; 58:1670–1680. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13909>

Oliet, J., Segura, M. L., Dominguez, F. M., Blanco, E., Serrada, R., Arias, M. L., & Artero, F. (1999). Los fertilizantes de liberación controlada lenta aplicados a la producción de planta forestal de vivero. Efecto de dosis y formulaciones sobre la calidad de *Pinus halepensis* Mill. *Forest systems*, 8(1), 207-228.

Oliveira, A.C.C., Forti, V. A., de Paula Loiola, P., & Viani, R. A. (2020). Techniques for seedling production of two native grasses: new perspectives for Brazilian Cerrado restoration. *Restoration Ecology*, 28(2), 297-303.

Oliveira, M. D., Ogata, R. S., De Andrade, G. A., Santos, D. D. S., Souza, R. M., Guimarães, T. G., ... & Ribeiro, J. F. (2016). *Manual de viveiro e produção de mudas: espécies arbóreas nativas do Cerrado*. Embrapa Cerrados-Outras publicações científicas (ALICE).

Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568.

Pau G, Fuchs F, Sklyar O, Boutros M, Huber W (2010) EBIImage-an R package for image processing with applications to cellular phenotypes. *Bioinformatics* 26:979–981. doi:10.1093/bioinformatics/btq046

Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Cornelissen, J. H. C. (2016). Corrigendum to: new handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of botany*, 64(8), 715-716.

QGIS.org (2022). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org>”.

Qian, J., Wang, Z., Liu, Z., & Busso, C. A. (2017). Belowground bud bank responses to grazing intensity in the Inner-Mongolia steppe, China. *Land Degradation & Development*, 28(3), 822-832.

Ripley, B., Donald, G., Osborne, C. P., Abraham, T., & Martin, T. (2010). Experimental investigation of fire ecology in the C3 and C4 subspecies of *Alloteropsis semialata*. *Journal of Ecology*, 98(5), 1196-1203.

Ripley, B., Visser, V., Christin, P. A., Archibald, S., Martin, T., & Osborne, C. (2015). Fire ecology of C3 and C4 grasses depends on evolutionary history and frequency of burning but not photosynthetic type. *Ecology*, 96(10), 2679-2691.

Sampaio, A. B., Vieira, D. L., Holl, K. D., Pellizzaro, K. F., Alves, M., Coutinho, A. G., ... & Schmidt, I. B. (2019). Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering*, 138, 148-154.

Sampaio, A.B., Ribeiro, J.F., Souza, F., Nehme, L., Rocha, G.B. (2019b) Ervas e arbustos para restauração do Cerrado: Semeadura direta. 1.ed. Brasília, Editora Rede de Sementes do Cerrado, 95p.

Schmidt, I. B., Ferreira, M. C., Sampaio, A. B., Walter, B. M., Vieira, D. L., & Holl, K. D. (2019). Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restoration Ecology*, 27(5), 942-948.

Schmidt, I. B., Ferreira, M. C., Sampaio, A. B., Walter, B. M., Vieira, D. L., & Holl, K. D. (2019). Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restoration Ecology*, 27(5), 942-948.

Sena, L., Bahia, T. D. O., & Fernandes, G. W. (2021). Vegetative Propagation of *Schizachyrium tenerum* (Poaceae) Under Different Substrates and Environments. *Floresta e Ambiente*, 28.

Silva, R. R., Coelho, F. T. A., dos Anjos, M. A., & Vaz Filho, V. (2013). Controle do capim-gordura nas áreas de recuperação ambiental da Mineração Corumbaense Reunida (MCR), Corumbá, MS. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (2), 237-242.

Solofondranohatra, C. L., Vorontsova, M. S., Dewhurst, R. A., Belcher, C. M., Cable, S., Jeannoda, V., & Lehmann, C. E. (2021). Shade alters the growth and architecture of tropical grasses by reducing root biomass. *Biotropica*.

Souza, M. C., Franco, A. C., Haridasan, M., Rossatto, D. R., ARAÚJO, J. F., Morellato, L. P., & Habermann, G. (2014). The length of the dry season may be associated with leaf scleromorphism in cerrado plants. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87, 1691-1699.

Tanentzap, A. J., Lee, W. G., & Coomes, D. A. (2012). Soil nutrient supply modulates temperature-induction cues in mast-seeding grasses. *Ecology*, 93(3), 462-469.

Van Sundert, K., Khan, M. A., Bharath, S., Buckley, Y. M., Caldeira, M. C., Donohue, I., ... & Vicca, S. (2021). Fertilized graminoids intensify negative drought effects on grassland productivity. *Global Change Biology*.

Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., ... & Bond, W. J. (2015). Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 65(10), 1011-1018.



Viani, R. A., Rodrigues, R. R., Dawson, T. E., Lambers, H., & Oliveira, R. S. (2014). Soil pH accounts for differences in species distribution and leaf nutrient concentrations of Brazilian woodland savannah and seasonally dry forest species. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 16(2), 64-74.

Vidal, C. Y., Naves, R. P., Viani, R. A., & Rodrigues, R. R. (2020). Assessment of the nursery species pool for restoring landscapes in southeastern Brazil. *Restoration Ecology*, 28(2), 427-434.

Wei, T., Simko, V., Levy, M., Xie, Y., Jin, Y., & Zemla, J. (2017). Visualization of a correlation matrix version. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/corrplot.pdf>

Weigelt, A., Mommer, L., Andraczek, K., Iversen, C. M., Bergmann, J., Bruehlheide, H., ... & McCormack, M. L. (2021). An integrated framework of plant form and function: the belowground perspective. *New Phytologist*, 232(1), 42-59.

Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology*, 21(5), 537-543.

Zanchetta, D.; Silva, C. E. F.; Reis, C. M.; Silva, D. A.; Luca, E. F.; Fernandes, F. S.; ... & Sawaya, R. (2006) Plano de Manejo Integrado-Estações Ecológica e Experimental de Itirapina. São Paulo, Instituto Florestal.

Zhu, K., Chiariello, N. R., Tobeck, T., Fukami, T., & Field, C. B. (2016). Nonlinear, interacting responses to climate limit grassland production under global change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113, 10589–10594. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606734113>

## O PLANTIO DE MUDAS É VANTAJOSO EM RELAÇÃO À SEMEADURA DIRETA PARA O ESTABELECIMENTO DE GRAMÍNEAS NATIVAS?

### Resumo

A perda de vegetação nativa, somada a acordos para restauração de milhões de hectares, tornam urgente o aprimoramento de técnicas para reintrodução de espécies vegetais, de forma que possam atender a demanda por espécies não-arbóreas para a restauração de fisionomias abertas, como o Cerrado. Ecossistemas abertos têm sido negligenciados em projetos de restauração, não pela falta de conhecimentos sobre elas, mas pela falta de técnicas eficazes para a reintrodução de ervas, que predominam nestes ecossistemas. Técnicas comumente usadas na restauração precisam ser adaptadas para ficarem apropriadas para a diversidade de espécies requeridas para que ações de restauração futuras sejam bem-sucedidas. O plantio de mudas e a semeadura direta são as técnicas mais usadas para restaurar ecossistemas degradados em todo o mundo. O plantio de mudas resultar em maior sobrevivência e acelera a cobertura do solo, mas acaba se restringindo à restauração florestal, devido à produção de mudas concentrada em espécies arbóreas. Para restaurar fisionomias abertas, como as do Cerrado, a semeadura direta se destaca, especialmente pela maior diversidade de espécies, que inclui gramíneas e outras ervas, mas esbarra em resultados de baixo sucesso. Como gramíneas nativas dominam o estrato rasteiro de campos e savanas, introduzi-los de forma bem-sucedida nas áreas degradadas de forma que se estabeleçam e colonizem a área rapidamente é positivo para atingir indicadores de restauração. A comparação de técnicas para grupos de espécies usadas na restauração pode mostrar não só as diferenças entre elas, mas também possibilidades para a adoção de cada uma. Sendo assim, visando contribuir para as alternativas de introdução de gramíneas em projetos de restauração, buscamos neste capítulo comparar o estabelecimento e crescimento de gramíneas nativas por mudas e por sementes, ao longo de 1,52 ano. Para isso, produzimos mudas de cinco espécies de gramíneas nativas em substratos com e sem fertilizante, em condições de viveiro, por cerca de cinco meses. Mudanças e sementes foram plantadas durante a estação chuvosa e avaliadas quanto à sobrevivência, crescimento e fenologia reprodutiva ao final das estações subseqüentes, seca e chuvosa. Observamos que há diferenças no estabelecimento de gramíneas nativas introduzidas por semeadura ou pelo plantio de mudas, e que o uso de fertilizantes na produção de mudas pouco influenciou os resultados dentro desta técnica. A sobrevivência das gramíneas foi alta em ambas as técnicas, variando de 72 a 91%. No entanto, o número de plantas em relação à quantidade de sementes semeadas pela técnica de semeadura foi abaixo do potencial de emergência verificado em condição de viveiro, no qual as sementes não foram expostas a filtros ambientais que reduzem o recrutamento, como dessecação e predação. O uso de fertilizante na produção de mudas, apesar de ter efeito positivo no crescimento das gramíneas em viveiro, não se mostrou fator determinante para a sobrevivência e o crescimento das mudas no campo, principalmente após a seca. Gramíneas introduzidas por mudas e sementes não diferiram em altura ao final da segunda estação chuvosa, mas ainda apresentavam diâmetro da base similar ao das mudas após o plantio, indicando plantas de menor biomassa e, conseqüentemente, menor potencial de cobertura do solo, mas menos suscetíveis à seca. Além disso, algumas gramíneas introduzidas por mudas atingiram maturidade reprodutiva anteriormente às semeadas, iniciando a colonização da área degradada de forma mais rápida. Nossos resultados mostram que a escolha da técnica de restauração influencia nos resultados após o plantio, e isso pode ser considerado de forma estratégica no planejamento de ações de restauração.

**Palavras-chave:** 1. Restauração ecológica 2. Cerrado 3. Fertilizante 4. Viveiro 5. Poaceae

## Introdução

Ecossistemas abertos têm sido negligenciados no mundo todo em detrimento de ecossistemas florestais, e a falta de reconhecimento de que são ecossistemas funcionais de grande importância para o equilíbrio ambiental do mundo tem como consequência baixos esforços para sua conservação e pouco investimento em ações para sua restauração (Bond 2022). No Brasil, o Cerrado abriga vastas áreas de ecossistemas abertos, com predominância de savanas e campos que, não diferente dos demais no mundo, são negligenciados em políticas de conservação e com isso continuam perdendo áreas de vegetação nativa, que só em 2022 foi de 1,07 milhões de hectares (INPE, 2023). Com a Década da Restauração de Ecossistemas, projetos para restaurar milhões de hectares estão sendo executados globalmente até 2030 (United Nations 2019), mas é preocupante como as savanas e campos serão restaurados quando as iniciativas de restauração destinadas a estas formações ainda mostram muitas falhas, resultando em áreas continuamente perturbadas ou florestadas (Dudley et al. 2020). Uma das razões para o baixo sucesso pode ser atribuída à falta de conhecimento técnico, fundamentado em evidências científicas, para a reintrodução de grupos funcionais que são cruciais para o funcionamento dos ecossistemas abertos (Silveira et al. 2021, Buisson et al. 2021, Pilon et al. 2023).

Técnicas comumente usadas na restauração precisam ser adequadas à diversidade de espécies e grupos funcionais de ecossistemas referência para a restauração. O plantio de mudas e a semeadura direta são as técnicas mais usadas para restaurar ecossistemas degradados em todo o mundo (Palma & Laurance 2015). O plantio de mudas é reconhecido por resultar em elevada sobrevivência após o plantio, além de acelerar o processo de cobertura do solo (Palma & Laurance 2015). No entanto, é uma estratégia mais comumente usado para árvores e apoiada pela produção de mudas concentrada em espécies arbóreas (Vidal et al. 2020). Já a semeadura direta se destaca especialmente pela maior diversidade de espécies que pode incluir e pelo menor custo de execução, mas esbarra em resultados de baixo sucesso (Palma & Laurance 2015, Pedrini & Dixon 2020, Pilon et al. 2023).

No estrato rasteiro do Cerrado encontra-se mais de 50% da diversidade de plantas, e ervas gramínoide são dominantes (Sarmiento 1992, Amaral et al. 2017). Sendo assim, a introdução de gramíneas nativas, por exemplo, pode ser chave para que a restauração caminhe em direção à estrutura e funcionamento similares ao de áreas conservadas. Apesar da semeadura direta incluir diversos grupos funcionais, espécies gramíneas semeadas recobrem apenas de 2-20% do solo dois anos após a semeadura (Pellizzaro et al. 2017, Sampaio et al. 2019). Esse baixo percentual pode estar relacionado a atributos das sementes como baixa viabilidade e dormência, mas também por que o sucesso após a semeadura, a germinação, a emergência, o crescimento inicial e o estabelecimento podem ser afetados por diversos fatores bióticos e abióticos, como predação e dessecação (Palma & Laurance 2015; Brown et al. 2021). Num contexto em que filtros ambientais mudam conforme o estágio da restauração (Funk 2021) e que a manutenção a longo prazo tem sido reportada como necessária em áreas de campos e savanas degradadas (Luong et al. 2023, Pilon et al. 2023), opções de manejo e reintrodução de espécies nativas são urgentes.

O plantio de mudas de gramíneas nativas ainda é incipiente e pouco praticado na restauração de fisionomias abertas. No entanto, estudos buscando validar a produção de mudas de gramíneas nativas vêm crescendo, mostrando possibilidades de produção com técnicas já existentes para a produção de mudas florestais com uso de tubetes, substrato florestal e fertilizantes (Oliveira et al. 2020, Oliveira et al. 2021), a partir da divisão de touceiras (Sena et al. 2021), e a partir da produção de tapetes subdivididos em mudas (Figueiredo et al. 2023). Resultados de plantios de mudas de gramíneas também são reportados na literatura para a recuperação de áreas mineiradas, e evidenciam a viabilidade da técnica para recobrir o solo, reduzir a presença de espécies invasoras e aumentar a permanência das

espécies nativas na área a partir da dispersão de sementes produzidas pelas mudas plantadas (Silva et al. 2013, Figueiredo et al. 2023). Além disso, a produção de mudas pode contribuir ainda para a conservação de espécies ameaçadas de extinção, uma vez que a produção controlada aumenta a chance que cada semente se torne um indivíduo adulto, que poderá ser plantados em áreas degradadas e se reproduzir, para reduzir seu risco de desaparecimento (Palma & Laurance 2015, Martins et al. 2022).

Mais evidências científicas sobre os resultados do estabelecimento de gramíneas por meio da semeadura ou do plantio de mudas são necessárias para atestar a eficiência de ambas as técnicas (Cooke et al. 2019, Dudley et al. 2020). A avaliação de indicadores de sobrevivência, de crescimento e recobrimento do solo, de resistência a distúrbios naturais, de maturidade reprodutiva e regeneração natural são importantes para atestar a trajetória da restauração após a introdução das plantas (Ruiz-Jaen & Aide, 2005, Wortley et al. 2013, Chaves et al. 2015, Engst et al. 2017). Além disso, investigar a variação destes indicadores após o plantio e ao final das estações seca e chuvosa é necessário para inferir sobre a resiliência e a eficácia da restauração a longo prazo (Espeland et al. 2017, Giles et al. 2021). Tais indicadores podem ser influenciados pela espécie, pela técnica, mas também pode variar com a disponibilidade de nutrientes disponíveis para as mudas plantadas (Figueiredo et al. 2023). O uso de fertilizantes na produção de gramíneas nativas pode acelerar o crescimento das mudas, podendo-se obter mudas maiores que quando produzidas sem adição de fertilizante (Oliveira et al. 2021). No entanto, não sabemos como mudas fertilizadas pode se após o plantio, comparadas com mudas não fertilizadas e plantas oriundas da semeadura.

Sendo assim, o objetivo deste capítulo é comparar o estabelecimento de gramíneas nativas do Cerrado plantadas por meio das técnicas de semeadura direta e de plantio de mudas, avaliando a sobrevivência relacionada às estações, o crescimento e recobrimento do solo, a maturidade reprodutiva e o número de regenerantes, e como estes variam em relação às estações chuvosa e seca. Nossa hipótese é de que mudas tendem a apresentar maiores sobrevivência e crescimento e antecipação da maturidade reprodutiva e potencial de dispersão devido à idade mais avançada que a produção em viveiro condiciona (Tanentzap et al. 2012, Palma & Laurance 2015, Pérez-Harguindeguy et al. 2016), e que mudas produzidas com fertilizante apresentem maior crescimento (Oliveira et al. 2021). Além disso, espera-se que as espécies em ambas as técnicas demonstrem tolerância à seca típica do Cerrado devido à adaptação originada da ocorrência natural dessas espécies nestes ambientes, mas pode-se esperar maiores sinais de seca em mudas plantadas, uma vez que tem maior área de perda de água devido ao maior crescimento (Van Sundert et al. 2021).

## **Material e Métodos**

### **Local e espécies**

Este experimento foi conduzido em uma pastagem abandonada no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), em local antes ocupado por fisionomias abertas de Cerrado, com vegetação rasteira e predominância de gramíneas nativas. O PNCV está localizado no Nordeste do estado de Goiás, Centro-Oeste do Brasil. O clima é de savana tropical, com invernos secos e verões chuvosos (Aw, Köppen), e temperatura e precipitação média de 21°C e 1.500 mm, respectivamente. Cerca de 90% das chuvas se concentram entre outubro e maio, com estação seca muito bem marcada (Souza et al. 2014). Os solos da região são classificados como latossolos e cambissolos (De Carvalho Júnior et al. 2015).

O local do experimento está inserido em uma área de expansão recente do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, na qual a pecuária foi praticada até 2019 em pastos com predominância da espécie exótica *Urochloa*

*decumbens* (Stapf) R.D.Webster. Em junho de 2020, a área foi preparada com uso de arado e grade, com intuito de remover as touceiras de *U. decumbens* e nivelar o solo. Em fevereiro de 2021 foi realizada mais uma gradagem leve na área para remoção de *U. decumbens* que havia emergido após o primeiro preparo e para nivelamento do solo antes do plantio. Parâmetros de fertilidade do solo, obtidos por análise química, indicam que o solo é fortemente ácido (pH < 5), com alta saturação por alumínio (m% > 30), média saturação por bases (V% entre 10 e 29) e com baixos teores de fósforo e potássio (CFSGO, 1988, Tabela 1).

Quatro espécies de gramíneas (Poaceae) nativas, largamente usados na restauração por semeadura direta (Pellizzaro et al. 2017, Sampaio et al. 2019), foram usados no experimento: *Aristida longifolia* Trin. & Rupr., *Aristida riparia* Trin., *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert e *Schizachyrium sanguineum* (Retz.) Alston. Todas as espécies são caracterizadas como cespitosas e possuem metabolismo C4 (Clayton et al. 2006). A espécie *S. sanguineum* possui ainda rizomas curtos (Durigan et al. 2018) e *A. longifolia* tem crescimento prostrado ao solo. As sementes das gramíneas foram adquiridas comercialmente de coletores de sementes da região, no ano de 2020.

### **Produção das mudas**

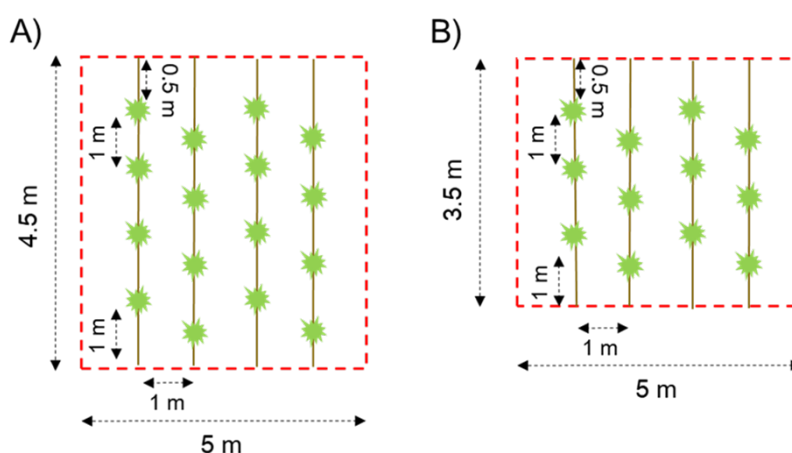
Para a produção de mudas, semeadas em bandejas plásticas de 43,5 x 29 x 6 cm, com perfurações no fundo, e contendo areia grossa peneirada. A semeadura foi feita em setembro de 2020, e as bandejas foram mantidas em viveiro privado na Vila de São Jorge (Alto Paraíso de Goiás – GO) coberto com lona transparente e irrigadas manualmente todos os dias para manter a areia sempre úmida. A média de temperatura e a umidade no viveiro durante o período de emergência em bandejas foi de 25,1 °C e 59%, respectivamente.

Após a emergência das gramíneas nas sementeiras, e ao 75 dias após a semeadura, quando estavam com cerca de  $4,12 \pm 0,31$  cm de altura, essas foram retiradas cuidadosamente das sementeiras e transplantadas para tubetes de 190 cm<sup>3</sup> contendo substrato florestal comercial. Os tubetes de 190 cm<sup>3</sup> estão contidos em bandejas de 32 células plásticas fixas, com dimensão de 55 x 29 x 14 cm. O substrato florestal comercial é composto por casca de pinus, vermiculita, carvão mineral, macro e micro nutrientes (Apêndice A). Ao substrato florestal foi acrescentado 5 kg.m<sup>-3</sup> de fertilizante Osmocote® 15-09-12 (15% N: 8,4% NH<sub>4</sub>-N e 6,6% NO<sub>3</sub>-N; 3,93% P, 9,96% K) de liberação controlada ao longo de cinco meses, nos tratamentos submetidos ao aumento de nutrientes no substrato (Oliveira et al. 2021). Para isso, o fertilizante foi misturado proporcionalmente ao substrato e então os tubetes foram preenchidos com a mistura e as plântulas transplantadas. As bandejas de tubetes com as mudas foram transferidas para casa de vegetação com tela de 50% de retenção luminosa, e distribuídas aleatoriamente. A irrigação foi feita manual e diariamente, para manter o substrato sempre úmido, durante 85 dias, totalizando 160 dias de viveiro. A média de temperatura e umidade no viveiro durante o crescimento das mudas foi de 22,6°C e 80,7%, respectivamente. Antes do plantio cortamos a parte aérea das que seriam plantadas, para que todas ficassem com 10 cm de altura.

### **Instalação do experimento e coleta de dados**

Para cada espécie, foram instaladas parcelas para introdução das gramíneas nativas por meio de três técnicas: plantio de mudas produzidas com fertilizante, plantio de mudas produzidas sem fertilizante e semeadura. As mudas foram plantadas em espaçamento de 1 x 1 m, distribuídas em quatro linhas, e dispostas em quincôncio (Figura 1). Parcelas para o plantio de mudas variaram em número e tamanho conforme a quantidade de mudas disponível de cada espécie, sendo que para as espécies *Loudetiopsis chrysothrix* e *Aristida longifolia* foram plantadas 16 mudas em parcelas de 4,5 x 5 m, enquanto para as demais 12 mudas foram plantadas em parcelas de 3,5 x 5 m.

Do mesmo lote de sementes usado para a produção das mudas, separamos cinco amostras de 1.000 sementes viáveis para cada espécie, estimadas em massa a partir de análises de pureza, viabilidade (raio-x) e emergência de lotes de 2019 das mesmas espécies (Apêndice E), para semeadura em parcelas de 1 x 1 m. Sendo assim, semeamos mil sementes por metro quadrado, seguindo aproximadamente o recomendado para semeadura de gramíneas pela técnica de semeadura direta (Sampaio et al. 2019). As parcelas para semeadura foram delimitadas com tábuas de 10 cm de altura com intuito de reduzir perdas de sementes por enxurrada ou vento. O solo das parcelas foi levemente revolvido e as sementes foram misturadas a um pouco de terra da própria parcela. Para averiguar a viabilidade das sementes semeadas em campo, realizamos um teste de emergência com sementes do mesmo lote usadas na semeadura, semeando 100 sementes de cada espécie em bandejas plásticas com areia em viveiro, em cinco repetições. A emergência acompanhada por 37 dias.



**Figura 1.** Ilustração das parcelas de plantio de mudas de 22,5 m<sup>2</sup> (A) e 17,5 m<sup>2</sup> (B) com a distribuição em quincôncio das 16 e 12 mudas, respectivamente.

Os plantios e semeaduras foram realizados nos dias 24 e 25 de fevereiro de 2021. Após o plantio, houve um acumulado de aproximadamente 170 mm de precipitação até o final da estação chuvosa, em março (INMET 2023, Tabela 1). Como a área era uma antiga pastagem, o preparo do solo não foi suficiente para erradicar a espécie exótica predominante, *Urochloa decumbens*, que retornava à área com agressividade. Sendo assim, realizamos o controle mecânico com enxada e a remoção das touceiras das parcelas antes de todas as coletas de dados, que ocorreram ao final das estações durante o período do experimento.

**Tabela 1.** Temperatura e precipitação média nas estações chuvosa e seca durante o experimento. Dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2023).

Meses	Estação	Dias após o plantio	Temperatura média (°C)*	Precipitação total (mm)*
Fev-Mar 2021	Chuvosa 1	84	20.4	170.6
Abr-Set 2021	Seca	224	19.8	118
Out 2021 – Mar 2022	Chuvosa 2	450	20.8	1306

Nós coletamos dados de sobrevivência, altura e diâmetro da base ao final da estação chuvosa em que ocorreu o plantio (84 dias após o plantio), ao final da estação seca (224 dias após o plantio), e ao final da segunda estação chuvosa (450 dias após o plantio). A sobrevivência foi avaliada como a proporção entre o número de plantas vivas e o total de plantadas ou semeadas. Nas parcelas com plantio de mudas foi possível calcular a sobrevivência em cada estação, já para as semeadas a sobrevivência foi calculada dividindo-se o número de plantas encontradas ao final da segunda estação chuvosa pelo máximo registrado dentre as estações anteriores. Nós escolhemos este método porque nem todas as sementes emergiram na primeira avaliação ao final da primeira estação chuvosa, algumas apresentando o maior número de plantas ao final da estação seca (Apêndice F). A altura das plantas foi medida com uma fita métrica, esticando-a juntamente com a planta da base até a ponta da folha mais comprida, e o diâmetro da base foi medido com um paquímetro digital sempre na mesma direção em todas as avaliações.

Avaliamos também o percentual de folhas verdes por planta durante e ao final da estação seca, como parâmetro de resistência à seca, para verificar se houve diferenças entre as técnicas e tratamentos. O percentual de folhas verdes foi determinado visualmente, atribuindo valores de 0 a 100% em escala de cinco (Abraham et al. 2004). O número de perfilhos reprodutivos também foram registrados a partir da coleta em que ao menos um foi encontrado, e ao final da segunda estação chuvosa, medimos adicionalmente a altura dos perfilhos reprodutivos encontrados com uma fita métrica da base até a ponta mais alta da inflorescência (Pérez-Harguindeguy et al. 2016). Além disso, ao final da segunda estação chuvosa contamos o número de regenerantes de espécies que começaram a reprodução mais cedo e dispersaram suas sementes nas parcelas.

### **Análise de dados**

Para avaliar o efeito da técnica e das estações seca e chuvosa na sobrevivência das mudas plantadas sobre a altura e o diâmetro da copa, foram realizados modelos lineares de efeito misto (LMM) adicionando espécies como fator aleatório. Para avaliar o efeito de todas as técnicas na sobrevivência final (segunda estação chuvosa), também usamos LMM com espécies como efeito aleatório. Também avaliamos o efeito das estações na sobrevivência para cada espécie, usando modelos lineares simples (Apêndice G). Os percentuais de emergência das gramíneas nativas após semeadura no campo e em casa de vegetação foram comparadas usando modelo linear misto generalizado (GLMM), considerando a interação entre espécies e local (campo e casa de vegetação), e usando a distribuição da família Gama.

Considerando que as espécies possuem diferenças em seus hábitos de crescimento, avaliamos para cada uma os efeitos de técnicas e estações no diâmetro da base e cobertura do solo, por meio de LMMs. Além disso, testamos a correlação de Pearson entre o número de perfilhos e os diâmetros de copa coletados das mudas para aprofundar a discussão sobre a relação entre eles.

Os perfilhos reprodutivos foram comparados entre as técnicas em número e altura com auxílio de LMMs com espécies como efeito aleatório, e dados apenas do final da segunda estação chuvosa. No entanto, também avaliamos como as técnicas afetaram o número de perfilhos ao longo das estações usando LMM para espécies que atingiram a maturidade reprodutiva precocemente. Para as outras espécies que apresentaram perfilhos reprodutivos apenas no final da segunda estação chuvosa, verificamos o efeito das técnicas com modelos lineares simples.

Todas as análises estatísticas foram realizadas com o software R (R Core Team 20). Usamos o pacote lme4 para realizar os GLMM e LMMs com efeitos aleatórios (Bates et al. 2015). Para cada modelo, testamos a normalidade dos resíduos, a homogeneidade das variâncias, usando o pacote DHARMA (Hartig 2022) ou o teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Os dados foram transformados quando necessário (Apêndice G). Quando identificado

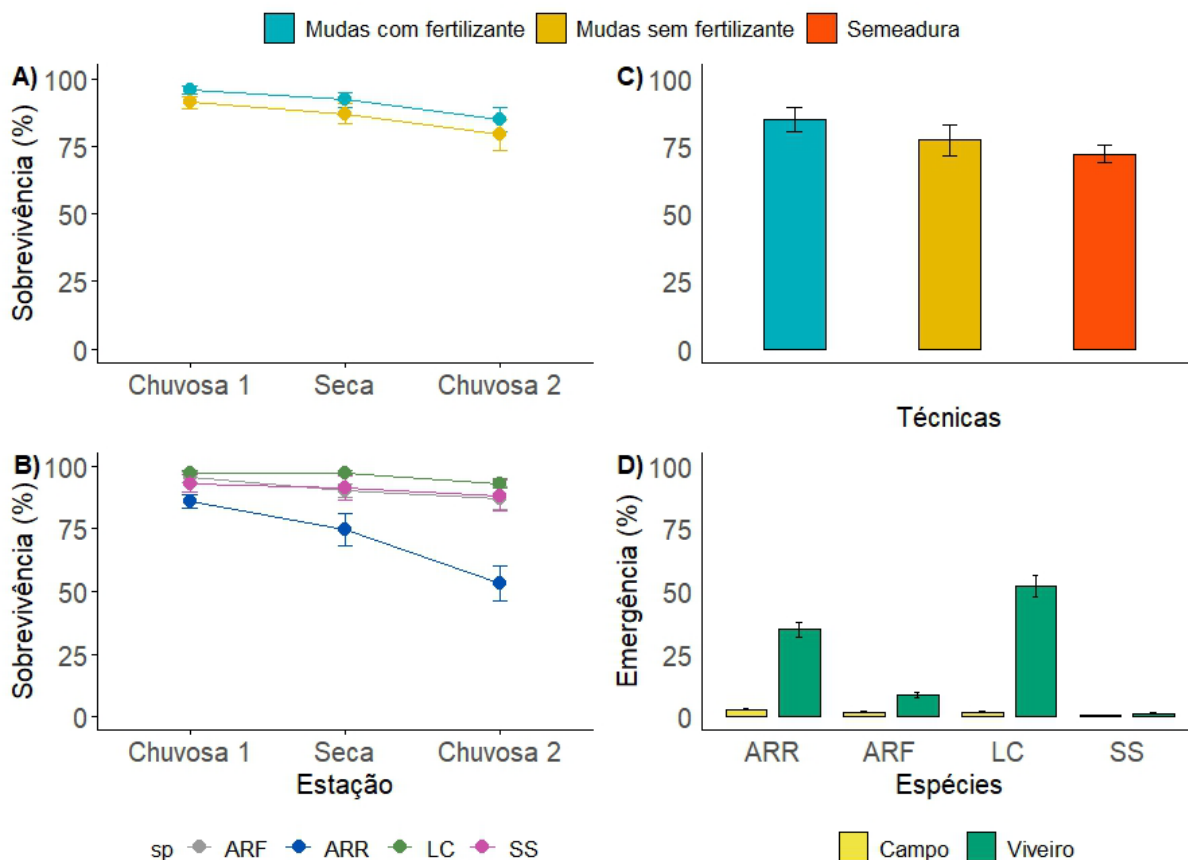
efeito significativo, comparamos as médias com o teste de Tukey pareado ( $\alpha=0,05$ ), usando o pacote emmeans (Lenth 2023).

## Resultados

Foi observada alta sobrevivência para mudas fertilizadas e não fertilizadas. A sobrevivência das mudas foi superior a 90% na primeira estação chuvosa, 84 dias após o plantio, e nunca inferior a 79,1% nas estações subsequentes (Fig.1A). A única diminuição significativa na sobrevivência ( $p<0,05$ ) foi observada no final da segunda estação seca para mudas não fertilizadas ( $79,1\% \pm 5,91$ ) quando comparada à sobrevivência de mudas fertilizadas na primeira estação chuvosa ( $95,9\% \pm 1,51$ ). Nesta análise encontramos uma alta influência das espécies de efeito aleatório ( $R^2$  condicional = 0,5518 e  $R^2$  marginal = 0,1240), portanto analisamos o efeito das estações dentro de cada espécie. Apenas *Aristida riparia* (ARR) teve uma diminuição na sobrevivência das mudas plantadas ao longo das estações, diminuindo de  $86\% \pm 2,86$  na primeira estação chuvosa para  $74,6\% \pm 6,60$  e  $53,1\% \pm 6,97$  no final da seca e segunda estação chuvosa, respectivamente (Fig.1B;  $p<0,05$ ).

No geral, não encontramos efeito das técnicas na sobrevivência das mudas, que foram  $91\% \pm 1,97$ ,  $83,6\% \pm 2,65$  e  $72\% \pm 3,29$  para gramíneas plantadas por mudas fertilizadas, não fertilizadas e sementes, respectivamente (Fig.1C;  $p>0,05$ ). No entanto, apesar das porcentagens de sobrevivência semelhantes entre as técnicas, é preciso destacar que as parcelas semeadas tiveram um baixo número de plantas estabelecidas em relação às 1.000 sementes viáveis semeadas. Os percentuais de emergência em condições de campo foram de  $2,04\% \pm 0,237$ ,  $2,89\% \pm 0,233$  e  $2,02\% \pm 0,208$ , enquanto na casa de vegetação foram de  $8,8\% \pm 1,2$ ,  $34,8\% \pm 3,06$  e  $52,4\% \pm 4,27$  para *Aristida longifolia*, *Aristida riparia* e *Loudetiopsis chrysothrix*, respectivamente (Fig.1D). Apenas *Schizachyrium sanguineum* apresentou emergência semelhante em campo e casa de vegetação ( $0,75\% \pm 0,103$  e  $1,33\% \pm 0,33$ , respectivamente). Em média, o número de mudas que emergiram das parcelas semeadas foi de  $20,4 \pm 2,37$ ,  $28,9 \pm 2,33$ ,  $20,2 \pm 2,08$ ,  $7,5 \pm 1,03$  para *A. longifolia*, *A. riparia*, *L. chrysothrix* e *S. sanguineum*, respectivamente.





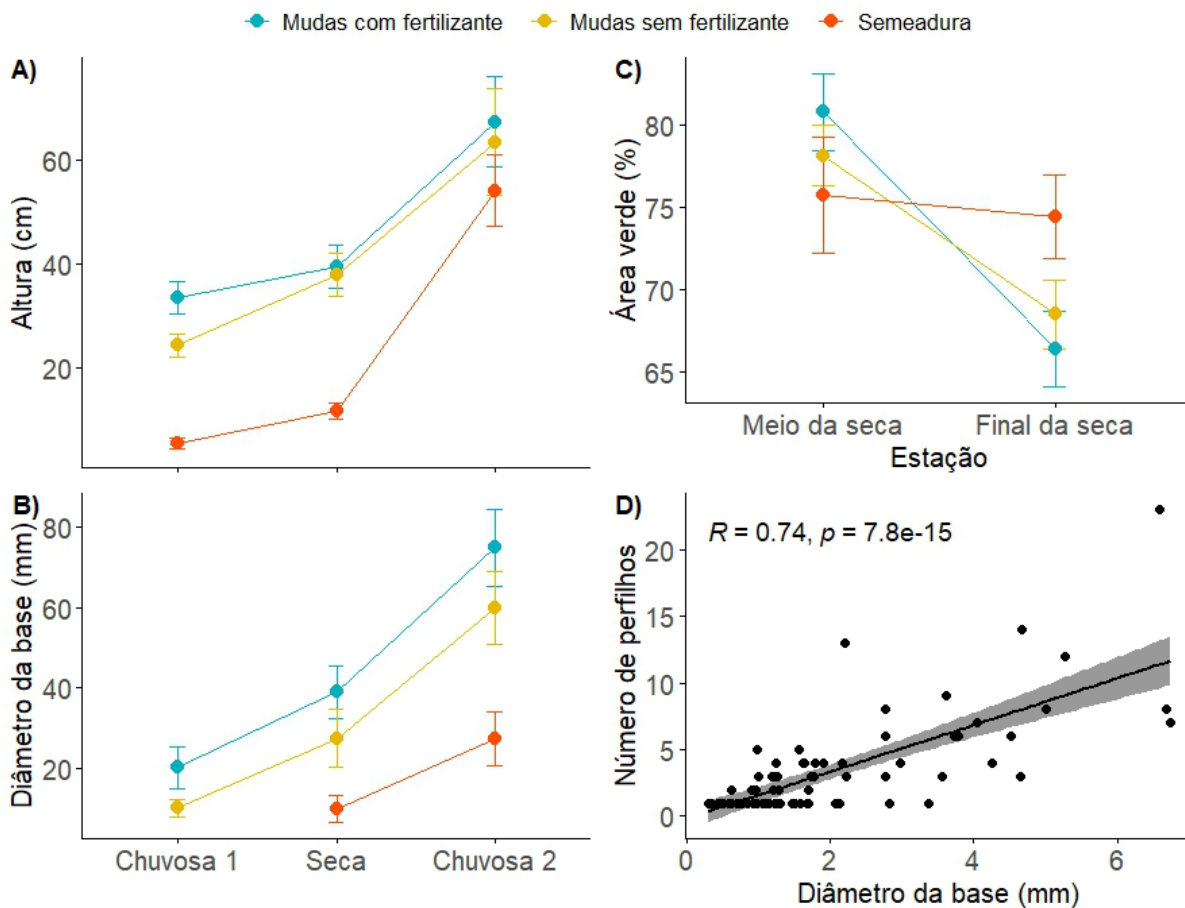
**Figura 1.** Sobrevivência média de gramíneas nativas introduzidas por mudas em diferentes estações, comparando mudas com e sem fertilizante (A) e diferentes espécies (B), comparação da sobrevivência entre as técnicas de plantio de mudas e sementeira (C) e emergência média das sementes em campo e em viveiro (D). Modelos constam no Apêndice G. Siglas referem-se a espécies: ARF = *Aristida longifolia*, ARR = *Aristida riparia*, LC = *Loudetiopsis chrysobrix*, SS = *Schizachyrium sanguineum*.

A altura das gramíneas introduzidas por meio das técnicas testadas aumentou da primeira estação chuvosa para a segunda ( $p < 0,05$ ; Figura 2A). Na primeira estação chuvosa, a altura das mudas produzidas com fertilizante foi maior do que a das sem fertilizante e semeadas ( $p < 0,05$ ), com  $33,1 \pm 1,56$  cm,  $24,1 \pm 1,21$  cm,  $5,52 \pm 0,52$ , respectivamente. Embora as mudas produzidas com fertilizante não tenham mudado entre a primeira estação chuvosa e seca ( $p > 0,05$ ), as mudas que não tiveram adição de fertilizante na produção apresentaram crescimento significativo entre a primeira estação chuvosa e a seca ( $p < 0,0001$ ), atingindo  $37,9 \pm 2,29$  cm, semelhante às mudas produzidas com fertilizante com  $40,5 \pm 2,03$  cm (Figura 2A). Após a segunda estação chuvosa, as gramíneas semeadas também atingiram alturas semelhantes às mudas plantadas ( $p > 0,05$ ), com  $53,5 \pm 3,36$  cm, e produzidas com e sem fertilizante com  $70,3 \pm 4,39$  cm e  $65,4 \pm 5,34$  cm, respectivamente.

Embora as plantas provenientes da sementeira tenham alcançado alturas semelhantes às mudas plantadas após a segunda estação seca, o diâmetro da base foi menor que o das mudas plantadas ( $p < 0,05$ ; Figura 2B), com  $28,2 \pm 3,69$  mm em contraste com  $76,8 \pm 5,29$  mm e  $62,1 \pm 5,06$  mm para mudas produzidas com e sem fertilizante, respectivamente. As gramíneas introduzidas por meio da técnica de plantio tiveram diâmetros da base maiores e um maior número de perfilhos, uma vez que o diâmetro da base tem alta correlação positiva com o número de perfilhos ( $r = 0,74$ ,  $p < 0,0001$ ; Figura 2D). Além disso, apenas após 450 dias da instalação do experimento que as mudas semeadas atingiram diâmetro da base ( $28,2 \pm 3,69$  mm) similar ao encontrado em mudas produzidas com fertilizante 84 dias após o plantio ( $21,6 \pm 2,7$  mm), na primeira estação chuvosa ( $p > 0,05$ ; Figura 2B). Mudas fertilizadas tiveram

diâmetro da base maiores desde o plantio e mantiveram essa vantagem até o final da segunda estação chuvosa ( $p < 0,05$ ; Figura 2B). Dentro das espécies, mudas fertilizadas de *Aristida longifolia* e *Loudetiopsis chrisotbrix* apresentaram maiores diâmetros da base em relação a outras mudas não fertilizadas ou semeadas em todas as estações ( $p < 0,05$ ; Figura 4A). No entanto, *Aristida riparia* e *Schizachyrium sanguineum* tiveram diâmetros da base semelhantes para mudas fertilizadas e não fertilizadas em todas as estações ( $p > 0,05$ , Figura 4A). Em todas as espécies, mudas semeadas tiveram diâmetros da base menores do que as mudas plantadas (Figura 4A). Além disso, *A. riparia* foi a espécie com o menor diâmetro da base, atingindo um máximo de  $46,42 \pm 4,8$  mm, enquanto as demais espécies passaram de 80 mm (Figura 4A).

Com relação ao efeito das técnicas na porcentagem de folhas verdes durante e ao final da estação seca, mudas produzidas com fertilizante e sem fertilizante reduziram significativamente de  $80,8\% \pm 2,32$  e  $78,2\% \pm 1,86$  para  $66,4\% \pm 2,29$  e  $68,5\% \pm 2,08$ , respectivamente ( $p < 0,05$ ; Figura 2C). As plantas providas da semeadura não apresentaram redução significativa no percentual verde, com  $75,7\% \pm 3,54$  no meio da seca e  $74,4\% \pm 2,53$  no final da estação seca ( $p > 0,05$ ; Figura 2C).

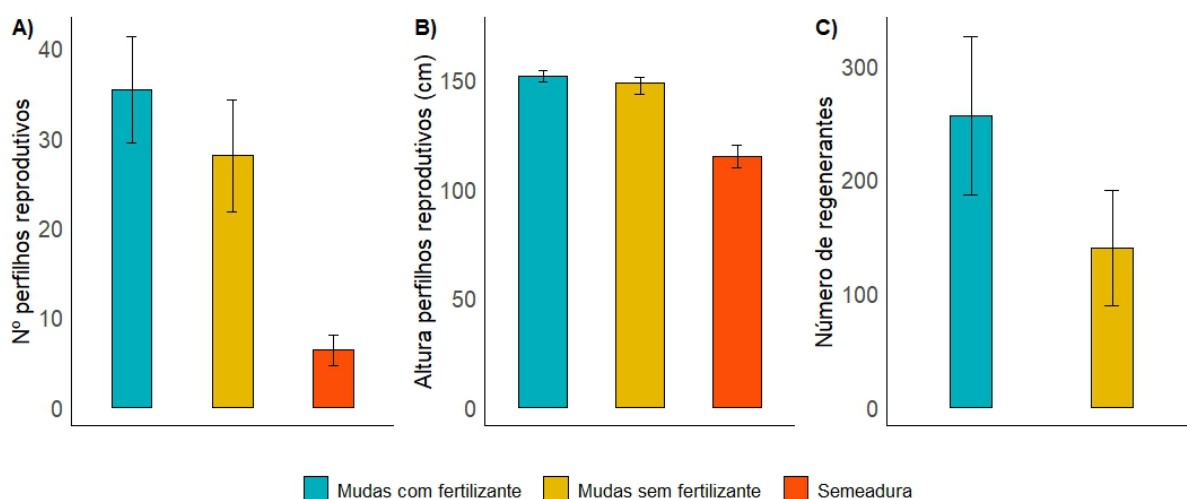


**Figura 2.** Altura (A), diâmetro da base (B) e percentual de folhas verdes (C) entre técnicas de plantio de mudas e semeadura de gramíneas nativas, em diferentes estações, e correlação entre número de perfilhos e diâmetro da base das mudas (D).

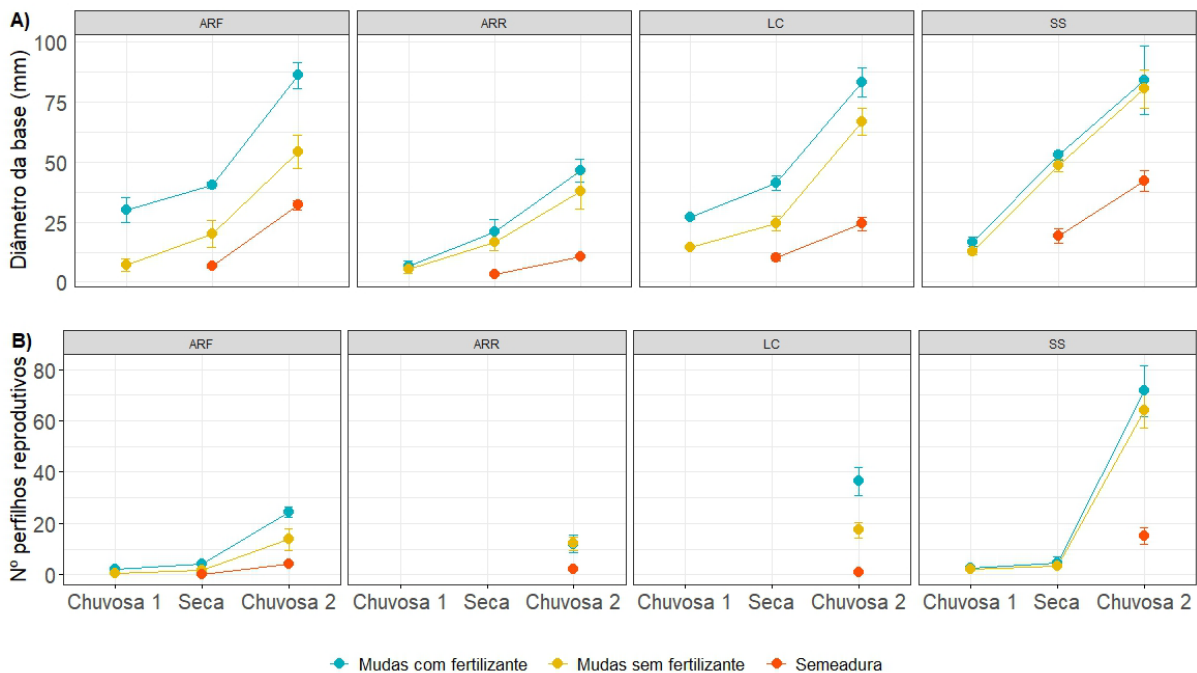
O número de perfilhos reprodutivos ao final da segunda estação chuvosa foi maior nas mudas plantadas com e sem fertilizante do que nas mudas semeadas ( $p < 0,0001$ ), com número médio de  $35,4 \pm 5,93$ ,  $28 \pm 6,2$  e  $5,68 \pm 1,56$ , respectivamente (Figura 3A). Os perfilhos reprodutivos também foram mais altos nas mudas plantadas do que semeadas ( $p < 0,0001$ ); mudas com fertilizante tiveram  $151,92 \pm 2,49$  cm, as sem fertilizante  $148,88 \pm 3,82$  cm e as

semeadas  $102,78 \pm 9,56$  cm (Figura 3B). Os perfilhos reprodutivos começaram a aparecer no meio da estação seca em mudas plantadas de *Aristida longifolia* e *Schizachyrium sanguineum* (Figura 4B). Ao final da estação seca, mudas semeadas de *A. longifolia* também iniciaram a reprodução, porém com média de  $0,12 \pm 0,04$  perfilhos reprodutivos por planta, contra  $4,02 \pm 0,43$  nas com fertilizante e  $1,7 \pm 0,42$  nas sem fertilizante ( $p < 0,05$ ; Figura 4B). Mudas semeadas de *S. sanguineum* só começaram a se reproduzir na segunda estação chuvosa, apresentando  $14,95 \pm 3,29$  perfilhos reprodutivos ( $p < 0,05$ ), contrastando com as mudas com e sem fertilizante que apresentaram número semelhante de  $71,72 \pm 9,91$  e  $64,03 \pm 6,97$ , respectivamente ( $p > 0,05$ ; Figura 4B). As espécies *Aristida riparia* e *Loudetiopsis chrysothrix* começaram a se reproduzir durante a segunda estação chuvosa, e ao final encontramos para ambas menos perfilhos reprodutivos nas mudas semeadas em contraste com as mudas plantadas ( $p < 0,05$ ), com  $2,33 \pm 0,2$  e  $0,6 \pm 0,24$ , respectivamente (Figura 4B). Mudas produzidas com e sem fertilizante tiveram número semelhante de perfilhos reprodutivos em *A. riparia* com  $11,98 \pm 3,34$  e  $12,08 \pm 2,72$ , e em *L. chrysothrix* com  $36,45 \pm 5,4$  e  $17,35 \pm 3,12$ , respectivamente (Figura 4B).

Como as mudas plantadas de *A. longifolia* e *S. sanguineum* começaram a se reproduzir durante a estação seca, encontramos em suas parcelas indivíduos de segunda geração no final da segunda estação chuvosa. O número de regenerantes não diferiu ( $p = 0,2744$ ) entre parcelas com mudas com fertilizante ( $256 \pm 69,5$  regenerantes) e sem fertilizantes ( $140 \pm 50,3$ ; Figura 3C).



**Figura 3.** Número por indivíduo (A) e altura (B) de perfilhos reprodutivos de gramíneas nativas após a segunda estação chuvosa, e número médio de regenerantes por parcela de *A. longifolia* e *S. sanguineum* (C).



**Figura 4.** Diâmetro da base (A) e número de perfis reprodutivos por indivíduo (B) ao longo das estações e entre técnicas. Siglas acima dos gráficos indicam espécies, ARF = *Aristida longifolia*, ARR = *Aristida riparia*, LC = *Loudetiopsis chrysothrix*, SS = *Schizachyrium sanguineum*.

## Discussão

Nossos resultados demonstram que há diferença no estabelecimento de gramíneas nativas introduzidas por sementeira ou pelo plantio de mudas, e que o uso de fertilizantes na produção de mudas pouco influenciou o desempenho das mudas no campo. Observamos que a sobrevivência das gramíneas teve baixa variação em relação às técnicas, 91 a 72%. No entanto, o número de plantas estabelecidas pela sementeira no campo foi abaixo do percentual de emergência médio observado em condição de viveiro para três das quatro espécies testadas, evidenciando a dificuldade da sementeira em relação à exposição das sementes a filtros ambientais que podem desfavorecer o recrutamento de plântulas (Palma & Laurance 2015, Figueiredo et al. 2023). O baixo recrutamento de plântulas após a sementeira direta em áreas degradadas pode ser causado pela exposição das mesmas na superfície do solo e assim ficando mais suscetíveis a predadores como pássaros e insetos, a mudanças de temperatura e umidade, podendo gerar dessecação, e à competição com espécies invasoras existentes na área (Funk 2021). Em um cenário de risco de escassez e aumento na demanda de sementes nativas para restauração, a produção de mudas em viveiro pode garantir melhor uso das sementes (Oliveira et al. 2021), já que nesta técnica, a etapa de germinação e emergência é feita em condições controladas, reduzindo a suscetibilidade aos filtros impostos pelo ambiente natural.

O uso de fertilizante na produção de mudas, apesar de aumentar o crescimento das gramíneas em viveiro (Oliveira et al. 2021), não se mostrou fator determinante para a sobrevivência das mudas no campo. Além disso, o maior crescimento de mudas com fertilizante foi consistente somente até o final da estação chuvosa em que ocorreu o plantio, e, a partir da seca, as mudas produzidas com ou sem fertilizante passaram a ter altura e diâmetro da base semelhantes. Porém, ao verificar o efeito dentro das espécies, mudas de *Aristida longifolia* e *Loudetiopsis chrysothrix* produzidas com fertilizante ainda mostraram maior diâmetro da base ao final da seca e da segunda chuvosa que

mudas sem fertilizante. A maior disponibilidade de nutrientes fornecida pelo fertilizante de liberação controlada adicionado ao substrato de produção garante um bom estado nutricional das plantas, o que é positivamente relacionado ao crescimento da parte aérea após o plantio, com a remobilização de nutrientes de tecidos mais velhos para novos, promovendo o crescimento das mudas até mesmo em solos com baixa disponibilidade de nutrientes, como o encontrado em áreas degradadas de Cerrado (Del Campo et al. 2010, Grossnickle & MacDonald 2018). A variação do crescimento pós-plantio dentro das espécies em função do uso ou não de fertilizante na produção das mudas mostra que o conhecimento dessas respostas e de como manejar as espécies é crucial no estabelecimento das estratégias de produção, podendo reduzir custos para espécies que apresentaram crescimento semelhante após o plantio com e sem fertilizante adicionado na fase de produção. Além disso, é importante considerar que o uso de fertilizantes na etapa de viveiro gera mudas de gramíneas nativas mais vigorosas em menor tempo (Oliveira et al. 2021), o que, por sua vez, pode ser importante para disponibilizar mais mudas para plantios no campo em menor tempo.

A seca típica e bem marcada nas regiões centrais do Cerrado (Souza et al. 2014), como a Chapada dos Veadeiros, não afetou a sobrevivência das mudas plantadas. A resistência à seca pode ser reconhecida como um fator intrínseco às gramíneas perenes do Cerrado (Giles et al. 2021), e mesmo quando produzidas em condições controladas em viveiro, com umidade constante e abundância de nutrientes, ainda puderam expressar, no campo, suas adaptações à seca após o plantio, mesmo sem passar por períodos de rustificação antes do plantio, com reduções graduais na disponibilidade de água e nutrientes, comumente necessários para espécies arbóreas (Palma & Laurance 2015). A resistência a períodos de seca pode estar associada a estratégias de vida mais conservativas, como baixa produtividade e menor área foliar específica e comprimento específico da raiz (Balachowski & Volaire 2017), características relacionadas diretamente às variáveis de crescimento analisadas neste estudo, e que foram menores nas gramíneas introduzidas por semeadura. Isso também fica evidente com a maior redução da proporção de folhagem verde em gramíneas plantadas por mudas que de semeadas. Sendo assim, pode-se inferir que gramíneas quando submetidas a condições de abundância de água e nutrientes podem expressar características mais aquisitivas, com maior crescimento em biomassa (Oliveira et al. 2021), mas que após o plantio em áreas menos favoráveis, e ao passar por distúrbios como a seca, podem se aclimatar e voltar a expressar características conservativas, aumentando a chance de permanência na área. Com a semeadura, a planta inicia seu ciclo de vida já passando por filtros ambientais, sendo necessário expressar respostas conservativas desde o início, reduzindo taxas de crescimento, mas ainda com capacidade de permanência na área daquelas que foram recrutadas.

É importante destacar que as vantagens das mudas no estabelecimento das gramíneas tem também relação com a idade das plantas. O período em viveiro durante a produção das mudas, além de evitar a influência de filtros ambientais no recrutamento e estabelecimento das plantas, permite que as mudas cheguem com idade avançada no campo. Para este estudo, a produção em viveiro durou 160 dias, e podemos dizer que a idade das mudas variou de 3 a 5 meses devido à variação entre espécies para o tempo médio de emergência (Aires et al. 2013, Musso et al. 2014, Kolb et al. 2016). A maturidade avançada das mudas produzidas em viveiro permite que entrem em reprodução e iniciem a dispersão no campo mais rapidamente, formando banco de sementes para que novos indivíduos sejam recrutados na próxima estação chuvosa. Nossos resultados evidenciam isso para as mudas de *Aristida longifolia* e *Schizachyrium sanguineum*, das quais registramos perfilhos reprodutivos desde o final da estação chuvosa na qual fizemos o plantio, e que ao final da segunda estação chuvosa apresentaram cerca de 7 e 13 regenerantes.m<sup>-2</sup>, respectivamente. A regeneração natural após o plantio é de grande importância para se inferir sobre a trajetória e resiliência da comunidade em restauração (Ruiz-Jaen & Aide 2005, Wortley et al. 2013, Chaves et al.

2015, Engst et al. 2017), e as espécies e técnicas que testamos podem definir como isso ocorre e pode ser manipulado.

Para gramíneas introduzidas por sementeira, registramos perfilhos reprodutivos apenas ao final da segunda estação chuvosa, exceto para *Aristida longifolia* em que registramos ao final da estação seca os primeiros perfilhos reprodutivos. A altura dos perfilhos reprodutivos também foi menor, o que pode estar relacionado ao menor potencial de dispersão das gramíneas introduzidas por sementeira (Pérez-Harguindeguy et al. 2016). Isso, somado ao baixo estabelecimento inicial, menor crescimento e à menor quantidade de perfilhos reprodutivos observados nas gramíneas introduzidas por sementeira, pode prever a baixa capacidade de resiliência de áreas semeadas a longo prazo, como vem sendo reportado em estudos recentes de restauração em campos e savanas (Luong et al. 2023, Pilon et al. 2023).

Este capítulo traz evidências sobre o uso de técnicas distintas e muito comuns na restauração de ecossistemas, para a reintrodução de gramíneas nativas do Cerrado, tem suas vantagens e desvantagens. Projetos de restauração podem variar em relação à disponibilidade de recursos financeiros, prazos e resultados esperados, e entender como diferentes técnicas sucedem no campo é essencial para o planejamento dessas ações. Os resultados mostrados aqui servirão como auxílio para o uso da sementeira e do plantio de mudas na reintrodução de gramíneas nativas em áreas degradadas.

## Referências

- Abraham, E. M., Huang, B., Bonos, S. A., & Meyer, W. A. (2004). Evaluation of drought resistance for Texas bluegrass, Kentucky bluegrass, and their hybrids. *Crop Science*, 44(5), 1746-1753.
- Aires, S. S., Sato, M. N., & Miranda, H. S. (2014). Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science*, 69(3), 470-478.
- Amaral, A. G., Munhoz, C. B., Walter, B. M., Aguirre-Gutiérrez, J., & Raes, N. (2017). Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. *Journal of Vegetation Science*, 28(4), 848-858.
- Balachowski, J. A., & Voltaire, F. A. (2018). Implications of plant functional traits and drought survival strategies for ecological restoration. *Journal of applied ecology*, 55(2), 631-640.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Bond, W. J. (2022). Out of the shadows: ecology of open ecosystems. *Plant Ecology & Diversity*, 14(5-6), 205-222.
- Brown, V. S., Erickson, T. E., Merritt, D. J., Madsen, M. D., Hobbs, R. J., & Ritchie, A. L. (2021). A global review of seed enhancement technology use to inform improved applications in restoration. *Science of the Total Environment*, 798, 149096.
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., ... & Veldman, J. W. (2019). Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94(2), 590-609.
- Chaves, R. B., Durigan, G., Brancalion, P. H., & Aronson, J. (2015). On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, 23(6), 754-759.

- Clayton WD, Vorontsova MS, Harman KT, Williamson H (2006) GrassBase: the online world grass flora. <http://www.kew.org/data/grasses-db.html>
- Cooke, S. J., Bennett, J. R., & Jones, H. P. (2019). We have a long way to go if we want to realize the promise of the “Decade on Ecosystem Restoration”. *Conservation Science and Practice*, 1(12), e129.
- De Carvalho Júnior, O. A., Guimarães, R. F., De Souza Martins, É., & Gomes, R. A. T. (2015) Chapada dos Veadeiros: the highest landscapes in the Brazilian Central Plateau. In Vieira, B. C., Salgado, A. A. R., Santos, L. J. C. (Ed.) *Landscapes and Landforms of Brazil*. (pp 221-230) Springer, Dordrecht.
- Del CampoAD, NavarroRM, Ceacero CJ (2010) Seedling quality and field performance of commercial stocklots of containerized holm oak (*Quercus ilex*) in Mediterranean Spain: an approach for establishing a quality standard. *New Forests* 39:19
- Dudley, N., Eufemia, L., Fleckenstein, M., Periago, M. E., Petersen, I., & Timmers, J. F. (2020). Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1313-1317.
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- Engst, K., Baasch, A., & Bruelheide, H. (2017). Predicting the establishment success of introduced target species in grassland restoration by functional traits. *Ecology and evolution*, 7(18), 7442-7453.
- Espeland, E. K., Johnson, R. C., & Horning, M. E. (2018). Plasticity in native perennial grass populations: Implications for restoration. *Evolutionary Applications*, 11(3), 340-349.
- Figueiredo, M. A., Messias, M. C., Leite, M. G., & Kozovits, A. R. (2023). Native grass sod and plug production as an alternative technique to restore neotropical rupestrian grassland after mining. *Restoration Ecology*, e13966.
- Funk, J. L. (2021). Revising the trait-based filtering framework to include interacting filters: Lessons from grassland restoration. *Journal of Ecology*, 109(10), 3466-3472.
- Giles AL, de Britto Costa P, Rowland L, Abrahão A, Lobo L, Verona L, Silva MC, Monge M, Wolfsdorf G, Petroni A, D’Angioli AM, Sampaio AB, Schmidt IB, Oliveira RS (2021) How effective is direct seeding to restore the functional composition of neotropical savannas? *Restoration Ecology* e13474 (online version)
- Grossnickle, S. C., & MacDonald, J. E. (2018). Why seedlings grow: influence of plant attributes. *New forests*, 49(1), 1-34.
- Hartig F (2022). *\_DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models\_*. R package version 0.4.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia (2023). Dados meteorológicos – Tabela de dados das Estações – Estação de Alto Paraíso de Goiás (A024). Brasília. Disponível em: <<https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A024>>.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AMAZÔNIA E DEMAIS BIOMAS. Avisos – Bioma Cerrado – Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 3 jul. 2023.
- Kolb, R. M., Pilon, N. A. L., & Durigan, G. (2016). Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasilica*, 30, 87-92.
- Lenth R (2022). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 1.8.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>>.

- Lira-Martins, D., Nascimento, D. L., Abrahão, A., Costa, P. B., D'Angioli, A. D., Valézio, E., Rowland, L., & Oliveira, R. S. (2022). Soil properties and geomorphic processes influence vegetation composition, structure, and function in the Cerrado Domain. *Plant and Soil*, 476, 549–588.
- Luong, J. C., Press, D. M., & Holl, K. D. (2023). Lessons learned from an interdisciplinary evaluation of long-term restoration outcomes on 37 restored coastal grasslands in California. *Biological Conservation*, 280, 109956.
- Martins, C. R., Borghetti, F., Moretzsohn, M. D. C., Noronha, S. E. D., & Valls, J. F. M. (2022). Strategies for reintroduction and conservation of *Gymnopogon doellii*, an endemic grass at risk of extinction. *Rodriguésia*, 73.
- Musso, C., Miranda, H. S., Aires, S. S., Bastos, A. C., Soares, A. M., & Loureiro, S. (2015). Simulated post-fire temperature affects germination of native and invasive grasses in cerrado (Brazilian savanna). *Plant Ecology & Diversity*, 8(2), 219-227.
- Oliveira, A.C.C., Forti, V. A., de Paula Loiola, P., & Viani, R. A. (2020). Techniques for seedling production of two native grasses: new perspectives for Brazilian Cerrado restoration. *Restoration Ecology*, 28(2), 297-303.
- Oliveira, A.C.C.; Forti, V. A.; Viani, R. A. (2021) Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. *Restoration Ecology*, in press.
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568.
- Pedrini S. & Dixon K.W. (2020) International principles and standards for native seeds in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28, S285–S302.
- Pellizzaro, K. F., Cordeiro, A. O., Alves, M., Motta, C. P., Rezende, G. M., Silva, R. R., ... & Schmidt, I. B. (2017). “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*, 40(3), 681-693.
- Pilon, N. A., Campos, B. H., Durigan, G., Cava, M. G., Rowland, L., Schmidt, I., ... & Oliveira, R. S. (2023). Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. *Journal of Applied Ecology*, 60(5), 849-858.
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success: how is it being measured? *Restoration ecology*, 13(3), 569-577.
- Sampaio, A. B., Vieira, D. L., Holl, K. D., Pellizzaro, K. F., Alves, M., Coutinho, A. G., ... & Schmidt, I. B. (2019a). Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering*, 138, 148-154.
- Sampaio, A.B., Ribeiro, J.F., Souza, F., Nehme, L., Rocha, G.B. (2019b) Ervas e arbustos para restauração do Cerrado: Semeadura direta. 1.ed. Brasília, Editora Rede de Sementes do Cerrado, 95p.
- Sarmiento, G. (1992). Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), 325-336.
- Schmidt, I. B., Ferreira, M. C., Sampaio, A. B., Walter, B. M., Vieira, D. L., & Holl, K. D. (2019). Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restoration Ecology*, 27(5), 942-948.
- Sena, L., Bahia, T. D. O., & Fernandes, G. W. (2021). Vegetative Propagation of *Schizachyrium tenerum* (Poaceae) Under Different Substrates and Environments. *Floresta e Ambiente*, 28.



- Silva, R. R., Coelho, F. T. A., dos Anjos, M. A., & Vaz Filho, V. (2013). Controle do capim-gordura nas áreas de recuperação ambiental da Mineração Corumbaense Reunida (MCR), Corumbá, MS. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (2), 237-242.
- Silveira, F. A., Ordóñez-Parra, C. A., Moura, L. C., Schmidt, I. B., Andersen, A. N., Bond, W., ... & Pennington, R. T. (2022). Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*, 59(8), 1967-1975.
- Souza, M. C., Franco, A. C., Haridasan, M., Rossatto, D. R., ARAÚJO, J. F., Morellato, L. P., & Habermann, G. (2014). The length of the dry season may be associated with leaf scleromorphism in cerrado plants. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87, 1691-1699.
- Tanentzap, A. J., Lee, W. G., & Coomes, D. A. (2012). Soil nutrient supply modulates temperature-induction cues in mast-seeding grasses. *Ecology*, 93(3), 462-469.
- United Nations (2019) Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). <https://undocs.org/A/RES/73/284> (accessed 15 February 2021)
- Van Sundert, K., Khan, M. A., Bharath, S., Buckley, Y. M., Caldeira, M. C., Donohue, I., ... & Vicca, S. (2021). Fertilized graminoids intensify negative drought effects on grassland productivity. *Global Change Biology*.
- Vidal, C. Y., Naves, R. P., Viani, R. A., & Rodrigues, R. R. (2020). Assessment of the nursery species pool for restoring landscapes in southeastern Brazil. *Restoration Ecology*, 28(2), 427-434.
- Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology*, 21(5), 537-543.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados nessa tese demonstram que é possível introduzir gramíneas nativas em áreas degradadas tanto por sementes quanto por mudas. Sementes são a unidade básica para ambas as técnicas consideradas aqui, e demonstramos que para garantir resultados mais precisos de semeadura é necessário ter maior conhecimento e controle sobre a qualidade dos lotes de sementes. Deve-se considerar o percentual de sementes cheias (com maior potencial de emergência) e também traçar estratégias para garantir seu recrutamento após a semeadura em campo, suscetível a filtros ambientais como períodos de seca e predadores. Em condições de viveiro, demonstramos que é possível obter maior aproveitamento do potencial de emergência das sementes que em campo, resultado provavelmente relacionado à abundância de água e às barreiras contra possíveis predadores durante a fase de recrutamento de plântulas. Com isso, percebemos que a produção de mudas pode ser uma forma mais eficaz de se usar sementes selvagens, que tendem a ser mais escassas conforme áreas de vegetação nativa são perdidas. A produção de mudas, apesar de requerer uma estrutura de viveiro e recursos para dar às mudas condições ideais de crescimento, permite o uso da técnica de plantio de mudas para introdução de gramíneas nativas em áreas em restauração, e nossos resultados indicam um alto estabelecimento das mudas de gramíneas após o plantio, com alta sobrevivência ao longo das estações subsequentes, incluindo a seca bem marcada da região central do Cerrado. Além disso, observamos elevada cobertura do solo por *Aristida longifolia* e maturidade reprodutiva precoce de *A. longifolia* e *Schizachyrium sanguineum*, o que permitiu a dispersão e o recrutamento de regenerantes após cerca de um ano do plantio, indicador de grande importância para atestar que a área está se tornando resiliente e autossustentável.

Estes resultados demonstram que nenhuma técnica deve ser descartada antes de ser testada, pois opções para introduzir as formas de vida que compõem as fisionomias abertas podem permitir maior eficiência no uso de sementes e sucesso nos resultados após introdução das espécies em áreas degradadas. Em um cenário de baixa disponibilidade de recurso financeiro, falta de estrutura ou de logística adequada para o transporte das mudas até a área em restauração, a semeadura direta pode ser a melhor alternativa. Mas melhorias para o uso mais eficiente das sementes são bem-vindas e possíveis com parâmetros de qualidade bem definidos para os lotes empregados na ação de restauração. Já quando houver maior recurso financeiro, acesso à estrutura e recursos para produção de mudas, e ainda maior urgência por resultados de cobertura do solo e regeneração natural, o plantio de mudas pode ser a melhor opção para introdução de gramíneas nativas, embora ainda haja necessidade de avanços tecnológicos visando o emprego da técnica com custos reduzidos e de estímulos e progressos para a consolidação de uma cadeia de produção. Considerar as espécies quanto ao hábito de crescimento e a idade de maturidade reprodutiva (precoce e tardias) pode ser chave no planejamento estratégico para obtenção de resultados rápidos de cobertura do solo e capacidade de regeneração natural.

Ressalta-se ainda que ambas as técnicas de plantio de mudas e semeadura podem ser usadas em conjunto, de forma a integrar objetivos de cobertura do solo, capacidade de resiliência e diversidade de espécies. A semeadura é vantajosa na introdução de misturas de sementes de diferentes espécies e formas de vida, crucial para reintrodução de diversidade na área. O plantio de mudas acelera o processo de cobertura do solo pelo maior crescimento e adiantamento da reprodução, importante para a ocupação do solo e competição com espécies exóticas invasoras. Sendo assim, testes combinando ambas as técnicas e incluindo outras espécies componentes do ecossistema de referência, como outras herbáceas, arbustos e subarbustos, seriam úteis para o avanço em direção a resultados bem-sucedidos na restauração das fisionomias abertas do Cerrado. Esperamos, assim, contribuir e inspirar novos projetos

e práticas em prol de melhorar os resultados de ações de restauração com gramíneas em ecossistemas abertos do Cerrado.

## APÊNDICES

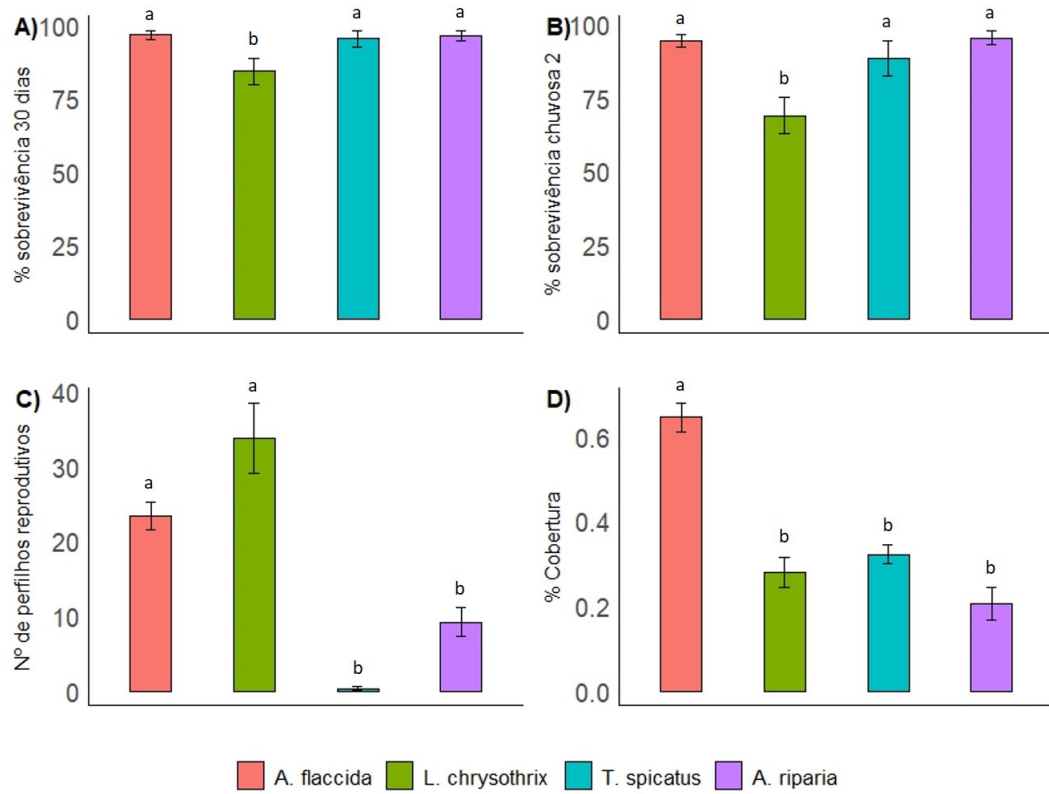
### APÊNDICE A. Caracterização da fertilidade do substrato florestal usado na produção de mudas em viveiro e dos solos nos locais onde as mudas foram plantadas.

	pH	MO	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	V	m	
	CaCl <sub>2</sub>	g·dm <sup>-3</sup>	mg·dm <sup>-3</sup>	mmolc·dm <sup>-3</sup>									%
Substrato florestal	5,1	176,0	9,0	7,5	124,0	64,0	38,0	3,5	195,5	233,5	83,7		
Solo - Itirapina-SP	5,8	25	25	1,1	39	15	31	0,5	53,1	94,6	67,3	0,7	
Solo – PNCV	4,3	31,37	4,37	2,13	9,62	4,75	59,12	9,24	16,51	75,63	21,8	35,87	

### APÊNDICE B. Médias de temperatura e umidade relativa nas estruturas usadas para a produção de mudas nas etapas de emergência em sementeiras (agosto a outubro de 2020) e de crescimento nas células (novembro/2020 a janeiro/2021) em Araras-SP, e temperatura média e precipitação acumulada até a coleta de dados após o plantio em Itirapina-SP. As medidas nas estruturas de produção de mudas foram feitas por sensores HOBO (Onset U23-001A), e os dados após o plantio obtidos por meio de dados da estação meteorológica de São Carlos – SP, Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais.

Mês	Temperatura média (°C)	Umidade relativa (%)
<b>Produção de mudas</b>		
Agosto/2020	20,47	62,17
Setembro/2020	25,78	49,78
Outubro/2020	25,43	59,91
Novembro/2020	24,35	64,19
Dezembro/2020	25,39	74,77
Janeiro/2021	26,13	74,18
<b>Após o plantio</b>		<b>Precipitação acumulada (mm)</b>
30 dias	23,63	155,6
Chuvosa 1	23,24	161,2
Seca	19,73	92,8
Chuvosa 2	22,31	968,8

**APÊNDICE C.** Comparação de médias entre espécies de sobrevivência aos 30 dias após o plantio (A) e após a seca (B), e número de perfilhos reprodutivos (C) e percentual de cobertura do solo (D).



**APÊNDICE D.** Exemplo do hábito de crescimento da espécie *Aristida longifolia* após o plantio das mudas, com perfilhos crescendo quase que prostrados ao solo.



**APÊNDICE E.** Caracterização das sementes de gramíneas nativas (Poaceae) do Cerrado usadas para o cálculo de 1.000 sementes viáveis para semeadura.

Espécie	Massa de mil sementes*	% de sementes cheias*	% emergência de sementes cheias*	% pureza**
<i>Andropogon fastigiatus</i>	1,38	0,41	33,33	43,65
<i>Aristida longifolia</i>	3,37	0,54	9,09	35,01
<i>Aristida riparia</i>	0,94	0,6	29,79	21,91
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i>	1,29	0,54	20	20,62
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	2,01	0,44	44,83	24,91
<i>Trachypogon spicatus</i>	1,88	0,27	-	87,19

\*lote 2019; \*\* lote de 2020

**APÊNDICE F.** Número de indivíduos em parcelas semeadas ao final das estações subseqüentes após o plantio. Valores em negrito são o número máximo encontrado e usado para calcular a sobrevivência em relação à última contagem no final da segunda estação chuvosa.

Espécie	Parcela	Chuvosa 1	Meio da seca	Seca	Chuvosa 2	Sobrevivência final
<i>Aristida riparia</i>	1	<b>33</b>	30	29	22	0,6667
	2	<b>41</b>	38	41	31	0,7560
	4	13	<b>21</b>	19	14	0,6667
	5	27	<b>40</b>	38	26	0,6500
<i>Aristida longifolia</i>	1	32	28	<b>39</b>	24	0,6154
	2	9	9	14	9	0,6429
	3	6	8	11	7	0,6364
	4	<b>36</b>	25	34	25	0,6944
	5	22	19	<b>27</b>	24	0,8889
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i>	1	<b>16</b>	11	12	12	0,7500
	2	<b>25</b>	21	25	24	0,9600
	3	<b>32</b>	25	26	28	0,8750
	4	22	25	<b>29</b>	26	0,8965
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	1	<b>10</b>	7	7	5	0,5000
	2	5	4	4	4	0,8000
	3	<b>17</b>	17	17	12	0,7059
	4	<b>7</b>	6	5	3	0,4286
	5	5	<b>6</b>	4	5	0,8333

**APÊNDICE G.** Modelos e resultados dos teste de comparação das análises realizadas.

Variável resposta	Fórmulas dos modelos testados
	(lm = modelo linear, lmer = modelo linear misto com fator aleatório, glm = modelo linear generalizado)
Sobrevivência de gramíneas introduzidas por mudas	$\text{lmer}(\text{Sobrevivência})^2 \sim \text{técnicas mudas (manejo nutricional)} + \text{estações} + (1   \text{sp})$
Sobrevivência geral	$\text{lmer}(\text{Sobrevivência geral} \sim \text{técnicas} + (1   \text{sp}))$
Sobrevivência de cada espécie	$\text{lm}(\text{Sobrevivência de cada espécie} \sim \text{estações})$

---

Emergência	$\text{glm}(\text{sqrt}(\text{Emergência}) \sim \text{espécies} + \text{local}, \text{family} = \text{Gamma})$
Altura ~ técnicas + estações	$\text{lmer}(\log(\text{Altura}) \sim \text{técnicas} + \text{estações} + (1   \text{species}))$
Diâmetro da base ~ técnicas + estações	$\text{lmer}(\log(\text{Diâmetro da base}) \sim \text{técnicas} + \text{estações} + (1   \text{species}), \text{data}=\text{cd})$
Diâmetro da base por espécie ~ técnicas + estações	$\text{lm}(\text{Diâmetro da base por espécie} \sim \text{técnicas} + \text{estações})$
Nº do perfilhos reprodutivos ~ técnicas	$\text{lmer}(\log(\text{N}^\circ \text{ do perfilhos reprodutivos}) \sim \text{técnicas} + (1   \text{species}))$
Nº do perfilhos reprodutivos por espécie ~ técnicas + estações	<p>ARR: <math>\text{lm}(\text{N}^\circ \text{ do perfilhos reprodutivos por espécie} \sim \text{técnicas} + \text{estações} (\text{seca e chuvosa } 2))</math></p> <p>ARR: <math>\text{lm}(\text{N}^\circ \text{ do perfilhos reprodutivos por espécie} \sim \text{técnicas} + \text{estações} (\text{chuvosa } 2))</math></p> <p>LC: <math>\text{lm}(\text{N}^\circ \text{ do perfilhos reprodutivos por espécie} \sim \text{técnicas} + \text{estações} (\text{chuvosa } 2))</math></p> <p>SS: <math>\text{lm}(\text{N}^\circ \text{ do perfilhos reprodutivos por espécie} \sim \text{técnicas} + \text{estações} (\text{seca e chuvosa}))</math></p>
Altura de perfilhos reprodutivos ~ técnicas	$\text{lmer}(\text{Altura de perfilhos reprodutivos} \sim \text{técnicas} + (1   \text{species}))$

---