



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
IG/ IB/ IQ/ FACE-ECO/ CDS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM UNIDADE DE CONSERVAÇÃO:
SEMEADURA DIRETA COMO ESTRATÉGIA PARA ÁREA CAMPESTRE DO
CERRADO INVADIDO POR *PINUS CARIBAEA* VAR. *HONDURENSIS***

MARIA EDUARDA MOREIRA SALOMON
CAMARGO

Orientadora: Isabel Belloni Schmidt

Coorientador: Alexandre Bonesso Sampaio

Brasília, DF

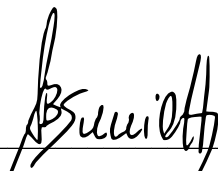
2024

MARIA EDUARDA MOREIRA SALOMON CAMARGO

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM UNIDADE DE CONSERVAÇÃO:
SEMEADURA DIRETA COMO ESTRATÉGIA PARA ÁREA CAMPESTRE DO
CERRADO INVADIDO POR *PINUS CARIBAEA* VAR. *HONDURENSIS***

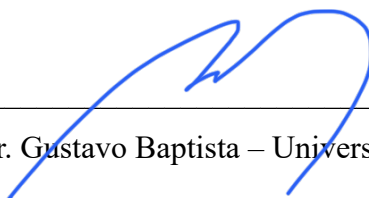
Monografia apresentada ao Curso de
Graduação em Ciências Ambientais da
Universidade de Brasília, como parte dos
requisitos necessários à obtenção do título de
Bacharel em Ciências Ambientais, sob
orientação da professora Dra. Isabel Belloni
Schmidt

BANCA EXAMINADORA



Profª. Dra. Isabel Schmidt – Universidade de Brasília

Orientadora



Prof. Dr. Gustavo Baptista – Universidade de Brasília

Data de defesa: 19 de setembro de 2024

Brasília, DF
2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Isabel Schmidt e ao Alexandre Sampaio pela oportunidade e pela paciente orientação e disponibilidade. À Luísa Madeira, Ana Clara Amorim, Valéria Moreira, Bárbara Pacheco, Solana Irene e todos que ajudaram em campo, nas constantes discussões e revisões; à Roberta Chacon pelas horas cedidas para identificação das espécies.

Igualmente ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento. À Universidade de Brasília e ao Laboratório de Ecologia Vegetal pela estrutura e conhecimento. Ao Jardim Botânico de Brasília e à SEMA DF pela licença.

Agradeço à Rede de sementes do Cerrado e à Associação de Coletores de Sementes da Chapada dos Veadeiros Cerrado de Pé por tornarem possível a inclusão da diversidade herbácea e arbustiva na restauração, e por estarem dia, a dia, contribuindo com a conservação deste bioma tão rico que é o Cerrado.

RESUMO

Invasões biológicas são desafios para a conservação, inclusive em Unidades de Conservação. Este estudo investigou o controle da invasão de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* em um campo sujo na Estação Ecológica Jardim Botânico de Brasília (EEJBB), utilizando manejo com corte e semeadura direta de 19 espécies nativas. A semeadura direta é um método promissor para restaurar savanas como o Cerrado. O experimento avaliou o impacto da invasão e o potencial da restauração por semeadura direta em uma área campestre dominadas por *Pinus*. A vegetação foi analisada nas condições: C1 (Área Invadida), C2 (Área Restaurada) e AC (Área Controle). Em cada área, foram amostradas 8 parcelas de 400 m², avaliando-se riqueza de espécies, cobertura do solo e espécies lenhosas. Os resultados indicaram que, na C2, as espécies nativas apresentaram maior cobertura do solo e riqueza em comparação à C1. Na mesma área, as espécies semeadas dominaram a cobertura do solo, embora as espécies espontâneas representaram a maior riqueza de espécies. A C2 também exibiu uma maior riqueza e densidade de espécies lenhosas regenerantes em relação à C1, evidenciando um estágio inicial de crescimento da vegetação. A área basal das espécies lenhosas foi maior na C1 em comparação à C2 devido à presença de *P. caribaea*. Concluiu-se que a semeadura direta favoreceu o estabelecimento de nativas espontâneas e reduziu a competição com exóticas, contribuindo para a criação de ecossistemas com maior riqueza e estrutura similar ao ecossistema de referência, sendo uma alternativa viável para restaurar áreas invadidas por espécies exóticas no Cerrado.

Palavras-chave: recuperação de áreas degradadas; sementes nativas; Cerrado campestre; invasão biológica; Unidade de Conservação.

ABSTRACT

Invasive species are persistent challenges for biodiversity conservation, even within protected areas. In this study, we addressed the control of *Pinus caribaea* var. *hondurensis* invasion in a *campo sujo* area at the Brasília Botanical Garden Ecological Station (EEJBB) through management techniques including cutting and direct seeding of 19 native species. Direct seeding is a promising method for restoring savannas like the Cerrado. The experiment evaluated the impact of invasion and the potential for restoration by direct seeding in a grassland area dominated by Pinus. The vegetation was sampled under the conditions: C1 (Invaded Area), C2 (Restored Area) and AC (Control Area). In each area, 8 plots of 400 m² were sampled, evaluating species richness, soil cover and woody species. The results indicated that in C2, native species presented greater soil cover and richness compared to C1. In the same area, sown species dominated the soil cover, although spontaneous species represented the greatest species richness. C2 also exhibited a greater richness and density of regenerating woody species in relation to C1, demonstrating an initial stage of vegetation growth. The basal area of woody species was greater in C1 compared to C2 due to the presence of *P. caribaea*. It was concluded that direct seeding favored the establishment of spontaneous natives and reduced competition with exotics, contributing to the creation of ecosystems with greater richness and structure similar to the reference ecosystem, being a viable alternative to restore areas invaded by exotic species in the Cerrado .

Keywords: Recovery of degraded areas; native seeds; Cerrado grassland; biological invasion; Conservation Unit.

RESUMEN

Las especies invasoras son desafíos persistentes para la conservación de la biodiversidad, incluso en áreas protegidas. En este estudio, se abordó el control de la invasión de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* en una zona de campo sucio en la Estación Ecológica del Jardín Botánico de Brasilia (EEJBB), mediante técnicas de manejo que incluyeron el corte y la siembra directa de 19 especies nativas. La siembra directa es un método prometedor para restaurar sabanas como el Cerrado. El experimento evaluó el impacto de la invasión y el potencial de restauración mediante siembra directa en un área de pastizal dominada por *Pinus*. La vegetación se analizó bajo las condiciones: C1 (Área Invasada), C2 (Área Restaurada) y AC (Área de Control). En cada zona se muestrearon 8 parcelas de 400 m², evaluándose riqueza de especies, cobertura de suelo y especies leñosas. Los resultados indicaron que, en el C2, las especies nativas presentaron mayor cobertura y riqueza del suelo en comparación con el C1. En la misma área, las especies sembradas dominaron la cobertura del suelo, aunque las especies espontáneas representaron la mayor riqueza de especies. C2 también exhibió una mayor riqueza y densidad de especies leñosas en regeneración en relación con C1, demostrando una etapa inicial de crecimiento de la vegetación. El área basal de las especies leñosas fue mayor en C1 respecto a C2 debido a la presencia de *P. caribaea*. Se concluyó que la siembra directa favoreció el establecimiento de nativos espontáneos y redujo la competencia con exóticos, contribuyendo a la creación de ecosistemas con mayor riqueza y estructura similar al ecosistema de referencia, siendo una alternativa viable para restaurar áreas invadidas por especies exóticas en el Cerrado.

Palabras clave: Recuperación de áreas degradadas; semillas nativas; sabana de Cerrado; invasión biológica; Unidad de Conservación.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Delimitação e localização da Área Experimental.....	12
Figura 2. Etapas de manejo realizadas no estudo.....	13
Figura 3. Esquema amostral das parcelas	16
Figura 4. Médias de riqueza de espécies de cobertura, por parcela.....	22
Figura 5. Cobertura do solo por categoria nas áreas e condições.....	23
Figura 6. Soma da área basal de espécies lenhosas adultas e regenerantes.....	25
Figura 7. Valores médios, por parcela, de densidade de espécies lenhosas adultas e regenerantes	26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de espécies semeadas em janeiro de 2018 na EEJBB.....	13
Tabela 2. Porcentagem de formas de vida encontrada na C2 em relação as espécies espontâneas, as espécies semeadas e as espécies exóticas.....	17
Tabela 3. Lista de espécies amostradas na C2.....	17

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. MATERIAL E MÉTODOS	10
2.1. Área de Estudo.....	10
2.2. Experimento e Coleta de Dados.....	11
2.3. Análises Estatísticas.....	16
3. RESULTADOS	17
3.1. Riqueza de Espécies.....	17
3.2. Cobertura de Solo e Serrapilheira.....	22
3.3. Espécies Lenhosas.....	24
4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO	26
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33

1. INTRODUÇÃO

A restauração ecológica representa uma alternativa de mitigação às mudanças climáticas (Bustamante *et al.*, 2019). Sua cadeia de produção, por meio da comercialização de sementes nativas, por exemplo, pode ser uma alternativa de desenvolvimento para comunidades locais (Schmidt *et al.*, 2019). De acordo com Soares-Filho *et al.* (2014), o Brasil possui cerca de 21 milhões de hectares que necessitam de restauração devido à supressão ou ausência de vegetação nativa em áreas de Reserva Legal e Áreas de Proteção Permanentes. O Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (MMA, 2017) estipula uma meta de restauração de, no mínimo, 12 milhões de hectares até 2030 para cumprimento da legislação vigente (Lei nº 12651 de 25 de maio de 2012). Adicionalmente no mesmo plano, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e o Instituto de Conservação Chico Mendes (ICMBio) estimam pelo menos 5 milhões de hectares a serem restaurados em Unidades de Conservação (UC). Nesse cenário, o Cerrado ganha relevância, especialmente, devido à crescente perda de vegetação nativa ocasionada pela pressão antrópica (MapBiomias, 2023).

As savanas ao redor do mundo, assim como o Cerrado, são caracterizadas pela coexistência de vegetação herbácea e arbórea, que variam em ocorrência e grau de ocupação de acordo com especificidades de solo, clima e regime de fogo (Higgins *et al.*, 2000). Nesse sentido, a restauração de áreas savânicas e campestres deve considerar a grande biodiversidade presente no estrato herbáceo e arbustivo para se obter resultados efetivos, que tragam a reintrodução de todos os perfis de vegetação e sustentabilidade a longo prazo (Pellizzaro *et al.*, 2017). Portanto, os formatos e técnicas de restauração precisam ser coerentes com a heterogeneidade dos ambientes e da biodiversidade (Toma *et al.*, 2024).

Atualmente, o plantio de mudas arbóreas é o foco de estudos e plantios de restauração; no entanto, a utilização exclusiva desse método é incompatível com a diversidade do bioma Cerrado, sua vegetação predominantemente herbácea e com suas funções ecossistêmicas (Veldman *et al.*, 2015). Em contraposição ao plantio de mudas unicamente, a técnica da semeadura direta, além de reduzir custos, possibilita a introdução em larga escala da biodiversidade herbácea e arbustiva, por meio do plantio direto de sementes no solo (Sampaio *et al.*, 2015; Martins, 2015; Pellizzaro *et al.*, 2017). Porém, apenas recentemente começou a ser implantada em larga escala no Cerrado (Schmidt *et*

al., 2019). Isso reforça a necessidade de focar estudos sobre conservação e restauração em ambientes savânicos e campestres no Cerrado (Overbeck *et al.*, 2022).

Conforme a Convenção sobre Diversidade Biológica (2002), as espécies introduzidas são aquelas que possuem populações pequenas e reprodução ocasional. As espécies estabelecidas, por outro lado, formam populações autossustentáveis e permanecem limitadas geograficamente. Em contraste, as espécies invasoras se expandem para ecossistemas naturais ou seminaturais onde não havia populações anteriores, causando impactos econômicos, sociais ou ambientais.

De acordo com o relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2005), a invasão biológica é uma das principais causas de perda da biodiversidade. Sampaio e Schmidt (2013), em um levantamento das espécies exóticas invasoras (EEI) registradas em UCs, alertam para a incidência e os riscos de degradação, especialmente nessas áreas. Entre as EEI, as espécies lenhosas, como as do gênero *Pinus*, alteram fisicamente a estrutura do ambiente e afetam significativamente diversos processos ecossistêmicos (Richardson *et al.*, 1994), tornando-se, assim como outras espécies invasoras, obstáculos persistentes à conservação e à restauração.

Pinus caribaea var. *hondurensis* (Sénécl.) W.H.Barrett & Golfari é uma espécie nativa da América Central, uma árvore de grande porte que cresce rapidamente, atingindo alturas significativas (30 a 50 m) (Critchfield e Little, 1966). Suas folhas, em acículas (agulhas de 15 a 30 cm), agrupadas em fascículos, decompõem-se lentamente no solo, de forma recalcitrante, formando densas camadas de serapilheira (Critchfield e Little, 1966). Em um estudo para identificar as melhores procedências de plantio, Moura e Dvorak (2001) identificaram que a espécie é adaptável a solos variados, incluindo os ácidos e pobres em nutrientes, como os solos do Cerrado, estabelecendo-se com facilidade. Os autores ainda lembram que, devido à sua durabilidade, o *Pinus caribaea* é amplamente utilizado na indústria da madeira, sendo de grande interesse econômico. A espécie possui registro de invasão em diversos ecossistemas e tende a se estabelecer preferencialmente em áreas abertas e úmidas (Ziller *et al.*, 2006; Zalba *et al.*, 2008), ocasionando grandes impactos em ambientes abertos, como as savanas da África do Sul, Austrália, Nova Zelândia, Argentina, Chile e Brasil (Instituto Hórus, 2010).

Em um estudo sobre políticas de manejo em UCs federais no Brasil, Dechoum *et al.* (2019) destacam a relação crítica entre plantas exóticas invasoras e a extinção de espécies nativas. O artigo ainda aponta que as áreas com EEI devem ser identificadas e manejadas nas áreas destinadas à conservação, especialmente onde há espécies endêmicas

ou ameaçadas. Os autores concluem que não existem ações efetivas suficientes para que os planos de manejo nacionais sejam eficazes.

Neste estudo, a invasão de *Pinus caribaea* na UC Estação Ecológica Jardim Botânico de Brasília (EEJBB) foi analisada a fim de compreender seus impactos sobre a vegetação nativa, especialmente, dentro da UC. Além disto, o potencial da restauração ecológica por meio da semeadura direta foi avaliado em termos de retorno da diversidade de espécies nativas e cobertura do solo para a conservação destas áreas.

Avaliar a invasão de espécies exóticas e explorar o potencial da semeadura direta em ambientes savânicos e campestres pode trazer informações relevantes para a restauração de áreas degradadas dentro de UCs. Assim, o estudo tem como objetivos compreender os impactos da invasão do *Pinus caribaea* var. *hondurensis* em uma área de campo sujo da EEJBB e o potencial da semeadura direta para restaurar a vegetação nativa, considerando a estrutura campestre da vegetação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Este estudo foi realizado na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, DF (EEJBB – 15° 52' 40" S e 47° 51' 57" W), uma UC de Proteção Integral localizada na região central do Bioma Cerrado. A EEJBB tem uma área total de 4.429,63 ha, de propriedade no Distrito Federal (GDF, 1996). Para essa região, podemos considerar a caracterização de Ribeiro e Walter (1998) sobre a fitofisionomia e o clima. Para os autores, a região possui um clima tropical úmido, conforme a classificação de Köppen (Aw) e sua característica principal reside na sazonalidade marcada da precipitação. Embora essa descrição possa variar em relação ao ritmo e a gênese do clima em unidades espaciais de menos grandeza (Sette, 2005), tal sazonalidade pode significar uma variação entre 1200 a 1800mm anualmente. Assim, os invernos (estação seca), ocorrem de abril a setembro e são caracterizados pela baixa pluviosidade, enquanto os verões (estação chuvosa), ocorrem de outubro a março e apresentam um aumento significativo na quantidade de chuva (Ribeiro e Walter, 1998).

Característico das formações campestres, o campo sujo é uma fitofisionomia do Cerrado composta, em sua maior parte, por espécies herbáceas e arbustivas (Ribeiro e Walter, 1998). O experimento aqui apresentado foi realizado em uma região de campo

sujo dentro da EEJBB que começou a ser invadida por *Pinus caribaea*. A EEJBB conserva quase todas as fitofisionomias do Cerrado, sendo que há cerca de a área de 76 hectares de campo sujo dentro da UC (Jardim Botânico de Brasília, 2024).

Dentro do perímetro da EEJBB, o *Pinus* é invasor de muitas áreas devido ao histórico de ocupação e criação da unidade de conservação, por esse motivo foi necessário concentrar as ações em unidade espacial específica (Figura 1). Durante o diagnóstico da área, através de análise temporal de imagens de satélite, constatou-se que a invasão biológica na região selecionada teve início por volta de 2002, a partir de indivíduos plantados ao longo da cerca que separa a EEJBB de uma área residencial. Em menos de 15 anos, a espécie se espalhou rapidamente, formando uma floresta densa de *Pinus caribaea*, que ocupava e sombreava aproximadamente 2 hectares dentro da Estação Ecológica.

2.2 Experimento e Coleta de Dados

Em janeiro de 2018, aproximadamente 3.000 indivíduos adultos de *P. caribaea* foram removidos por meio de corte, realizado com motoserras, a cerca de 50 cm de altura do solo, na área ocupada (2 hectares). Após a remoção, uma subárea de 0,6 hectare, onde existia a maior densidade de *Pinus*, foi selecionada para a realização do manejo descrito neste estudo (Figura 1). Essa subárea foi submetida a uma queima controlada no meio da estação chuvosa, com o objetivo de remover a densa camada de acículas de *Pinus* que cobria o solo.

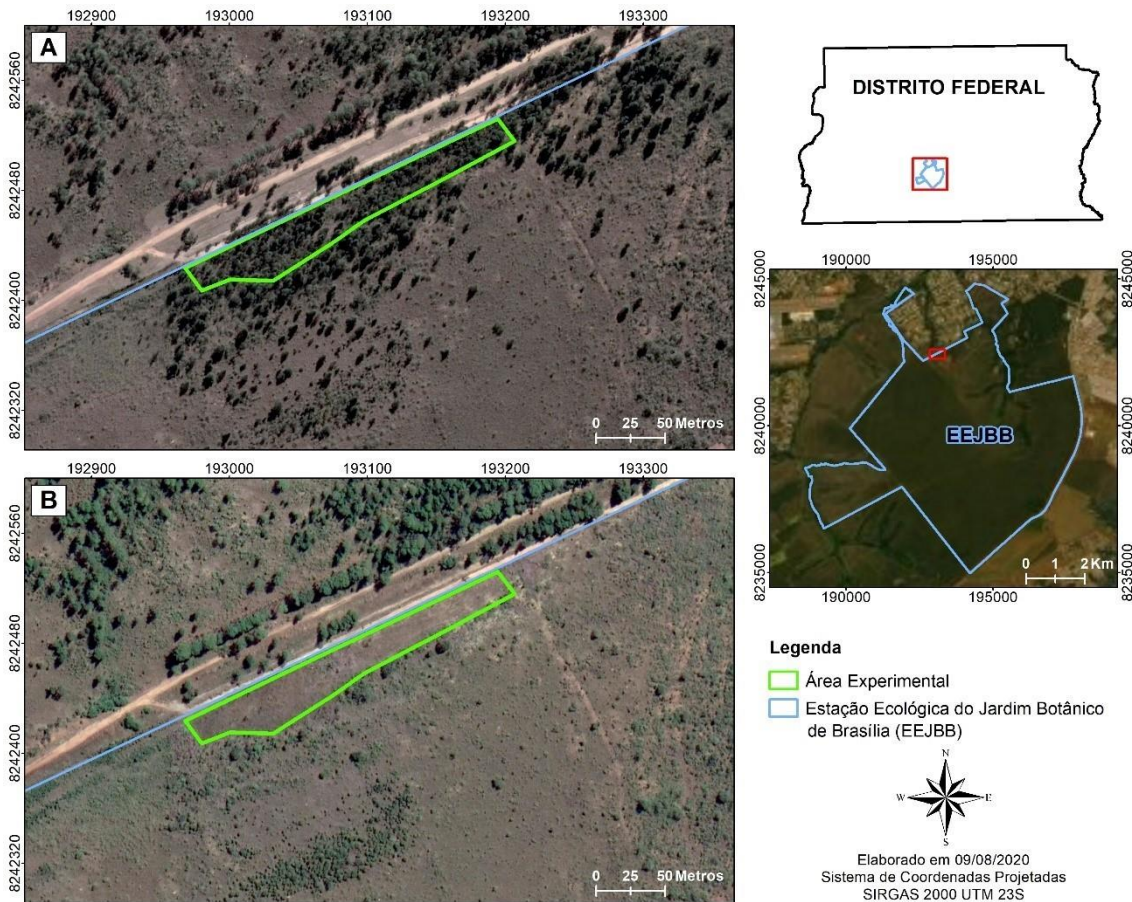


Figura 1. Delimitação e localização da Área Experimental (0,6 hectares) nas seguintes condições: a) antes do corte dos indivíduos adultos de *Pinus caribaea* (C1) (junho de 2017); b) após o corte e a semeadura das espécies nativas (C2) (julho de 2019). Fonte: elaborado pela autora.

Após o processo de manejo anteriormente descrito (Figura 2), o solo da subárea foi revolvido com o auxílio de um microtrator e 19 espécies nativas do Cerrado foram semeadas manualmente pelo método de semeadura direta, incluindo 9 herbáceas, 6 arbóreas, 2 arbustivas e 2 sub-arbustivas. As espécies (Tabela 1) foram selecionadas com base na fitofisionomia original da área antes da invasão, priorizando-se aquelas com hábito herbáceo-arbustivo e observando-se a restrição de espécies disponíveis no mercado de sementes nativas na época. As sementes utilizadas no projeto foram fornecidas por comunidades de coletores que ainda estavam no estágio inicial de coleta, sem técnicas avançadas de beneficiamento. Como resultado, algumas espécies, especialmente as herbáceas, apresentaram baixo grau de pureza e germinação.

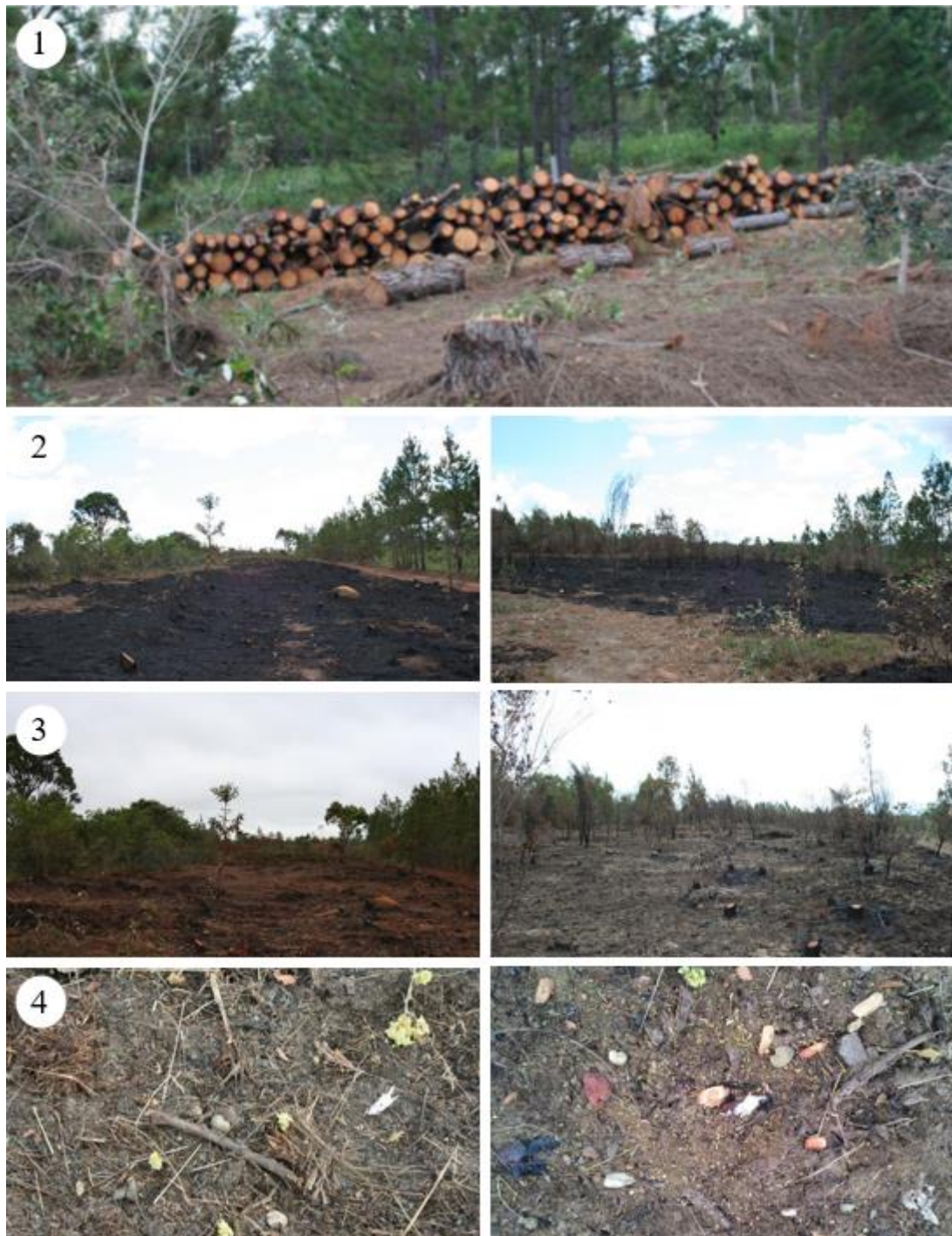


Figura 2. Etapas de manejo realizadas no estudo: 1) Corte dos indivíduos de *Pinus caribaea*; 2) Queima da camada de acícula; 3) Revolvimento do solo com micro-trator; 4) Semeadura direta de espécies nativas.

Tabela 1. Lista de espécies semeadas em janeiro de 2018 na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília.

Espécie	Nome comum	Família	Forma de vida	Quantidade semeada (Kg)
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Macela	Asteraceae	Arbusto	3

<i>Anacardium occidentale</i> L.	Caju	Anacardiaceae	Arbórea	10
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	Angelim	Fabaceae	Arbórea	3
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Capim- andropogon- nativo	Poaceae	Herbácea	20
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth.	Capim-aristida	Poaceae	Herbácea	2
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Capim-rabo-de- burro	Poaceae	Herbácea	8,6
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Capim-pé-de- galinha	Poaceae	Herbácea	2
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Candeeiro	Asteraceae	Arbórea	3
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	Fabaceae	Arbórea	1,5
<i>Hyparrhenia bracteata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Stapf	Capim-jaraguá- nativo	Poaceae	Herbácea	2,5
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Pau-santo	Calophyllaceae	Arbórea	2,5
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Amargoso	Asteraceae	Arbusto	3,2
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Capim-brinco-de- princesa	Poaceae	Herbácea	20
<i>Mimosa clausenii</i> var. prorsiseta Barneby	Mimosa-baratinha	Fabaceae	Arbusto	0,5
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhl.	Capim-colonião	Poaceae	Herbácea	2
<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel	Estilosantes	Fabaceae	Sub-arbusto	5
<i>Stylosanthes macrocephala</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	Estilosantes	Fabaceae	Sub-arbusto	5
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Ipê-caraiba	Bignoniaceae	Arbórea	0,16
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze *	Capim-fiapo	Poaceae	Herbácea	2,5
Total				96,46

Fonte: elaborado pela autora.

Para a realização do experimento, foram definidas duas áreas distintas, uma área utilizada como Área Controle (AC), caracterizada como um campo sujo não invadido por *Pinus*; e outra área, como Área Experimental, na qual foram definidas duas condições de

amostragem distintas: Condição 1 (C1) - área invadida com *Pinus*, amostrada antes de serem realizadas as técnicas de manejo utilizadas na pesquisa; e, Condição 2 (C2) - área restaurada, amostrada após realizadas as técnicas de manejo ¹. As técnicas de manejo utilizadas foram corte do *Pinus*, queima controlada, revolvimento do solo com microtrator e semeadura direta de espécies nativas.

Em todas as áreas e condições foram estabelecidas 8 parcelas de 20x20m (400 m²) para a amostragem da vegetação (Figura 3). Nas condições 1 e 2, para a amostragem da vegetação lenhosa, todos os indivíduos lenhosos adultos, com diâmetro \geq de 5 cm, a 30 cm do solo foram identificados e medidos em altura e diâmetro. Os indivíduos lenhosos regenerantes, com diâmetro $<$ de 5 cm, foram amostrados em subparcelas de 5 x 5 m (Figura 3) e medidos em altura e diâmetro. Na Área Controle (AC), somente a vegetação lenhosa adulta (\geq 5 cm de diâmetro) foi amostrada por Possuelo (2023), seguindo a mesma metodologia.

A cobertura do solo e a caracterização dos estratos herbáceo e arbustivo foram amostradas em todas as áreas e condições, utilizando a metodologia de interceptação de linha. Em cada parcela, foi delimitada uma linha de 20 m (Figura 3), com pontos de amostragem a cada 20 cm, totalizando 100 pontos de amostragem por parcela. Em cada ponto, todas as espécies que tocaram uma estaca perpendicular ao solo foram registradas e identificadas, observando-se a altura de toque dos indivíduos (Canfield, 1941).

¹ Na Condição 2 - área restaurada, foram realizadas duas amostragens, que diferiram em tempo de coleta dos dados na estação chuvosa (dezembro/janeiro de 2018) e após a estação chuvosa (maio/abril de 2019). Contudo, os dados não apresentaram diferenças significativas, não sendo assim, discriminados neste estudo.

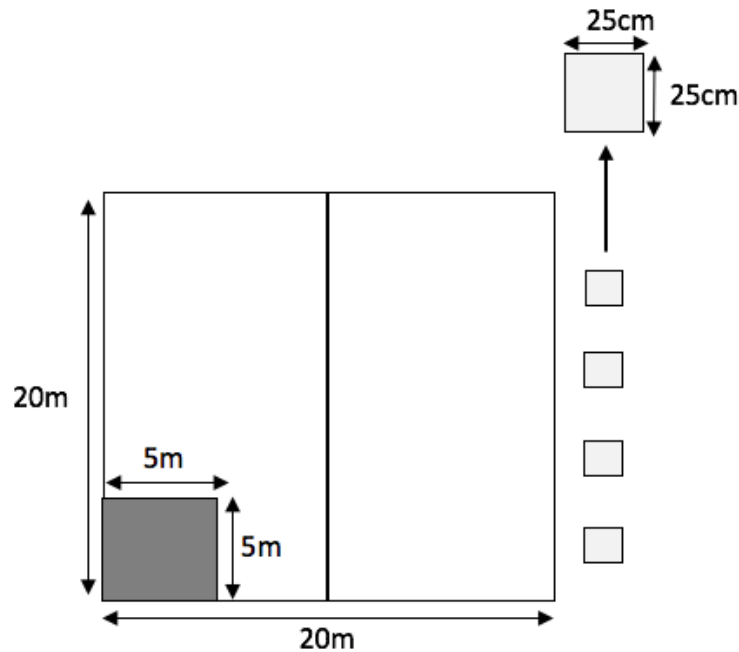


Figura 3. Esquema amostral das parcelas (20 x 20 m), com subparcelas destinadas à amostragem de espécies lenhosas regenerantes (5 x 5 m) e quadrantes para coleta de serapilheira (25 x 25 cm). Fonte: elaborado pela autora.

Além da vegetação, foram consideradas frações de solo exposto e serapilheira na amostragem de cobertura do solo sempre que estas entravam em contato com a estaca. Todas as estruturas de *Pinus caribaea*, como acículas, galhos e frutos, foram classificadas na amostragem como pertencentes à categoria "*Pinus*". Assim, nas análises de cobertura do solo, apenas os demais componentes da vegetação foram classificados como serapilheira.

A serapilheira, incluindo a identificada como "*Pinus*", foi coletada em quadrantes de 25 x 25 cm localizados entre as parcelas (Figura 3). Para obter o peso seco das frações de serapilheira, as amostras foram triadas em laboratório e secas em estufa a 60 °C.

As amostragens foram realizadas na condição C1 - área com *Pinus* e na AC - área controle, entre setembro e dezembro de 2017, antes da aplicação do manejo. E foram repetidas na condição C2 - área restaurada, entre dezembro de 2018 e janeiro de 2019 e refeitas, em segunda amostragem, entre abril e maio de 2019.

2.3 Análises Estatísticas

As variáveis de resposta foram analisadas por meio de Análise de Variância (ANOVA), incluindo medidas repetidas, e testadas quanto à Probabilidade de

Significância (valor-p). Esses métodos foram utilizados para comparar as variações nos resultados entre diferentes amostragens e condições.

3. RESULTADOS

3.1 Riqueza de Espécies

Na C1, foram amostradas um total de 65 espécies, das quais 64 são nativas e uma é exótica (*P. caribaea*). Na C2, foram identificadas 145 espécies, sendo 129 espécies nativas espontâneas (89% do total), 12 espécies nativas semeadas (8,3%) e quatro espécies exóticas (2,8%) (Tabela 2 e 3). As espécies exóticas encontradas na C2 foram: *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster, *Melinis minutiflora* P.Beauv., *Cenchrus polystachios* (L.) Morrone e *Pinus caribaea* var. *hondurensis* (Sénécl.) W.H.Barrett & Golfari. Na AC, a amostragem indicou um total de 221 espécies nativas, sem a presença de espécies exóticas.

Tabela 2. Porcentagem de formas de vida encontrada na C2 - área restaurada, em relação as espécies espontâneas (não semeadas), as espécies semeadas e as espécies exóticas.

Forma de vida	Espécies espontâneas (%)	Espécies Semeadas (%)	Espécies Exóticas (%)
Arbórea	16,5	18,2	25
Arbusto/subarbusto	35,4	18,2	0
Herbácea	45,7	63,6	75
Trepadeira	2,4	0	0

Tabela 3. Lista de espécies amostradas na C2 - área restaurada. Nota: Espécies também presentes na C1 - área invadida com *Pinus*, estão identificadas com asterisco.

Espécie e Autor(es)	Família	Forma de vida	Classificação
<i>Pfaffia</i> sp.	Amaranthaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	Arbórea	Semeada
<i>Annona tomentosa</i> R.E.Fr.	Annonaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Eryngium juncifolium</i> (Urb.) Mathias & Constance	Apiaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Mandevilla myriophylla</i> (Taub. ex Ule) Woodson.	Apocynaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	Herbácea	Semeada
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	Espontânea

<i>Baccharis reticularia</i> DC. *	Asteraceae	Arbórea	Espontânea
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	Semeada
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	Bignoniaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Euploca salicoides</i> (Cham.) J.I.M.Melo & Semir.	Boraginaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Celastraceae	Arbórea	Espontânea
<i>Bulbostylis jacobinae</i> (Steud.) Lindm.Planch.	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
Cyperaceae 1	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
Cyperaceae 2	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
Cyperaceae 3	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
Cyperaceae 4	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
Cyperaceae 5	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees.	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Rhynchospora armerioides</i> J.Presl & C.Presl	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Rhynchospora emaciata</i> (Nees) Boeckeler	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Scleria leptostachya</i> Kunth	Cyperaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil. *	Dilleniaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Croton antisiphiliticus</i> Mart. *	Euphorbiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Croton didrichsenii</i> G.L.Webster	Euphorbiaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Croton goyazensis</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Croton</i> sp. 1	Euphorbiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Croton</i> sp. 2	Euphorbiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Croton</i> sp. 3	Euphorbiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Calliandra dysantha</i> var. <i>macrocephala</i> (Benth.) Barneby *	Fabaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. *	Fabaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Galactia peduncularis</i> (Benth.) Taub.	Fabaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	Arbórea	Semeada
<i>Mimosa pseudoradula</i> Glaz. ex Barneby	Fabaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Mimosa speciosissima</i> Taub.	Fabaceae	Subarbusto	Espontânea

<i>Stylosantes macrocephala</i> M. B. Ferreira & Souza Costa	Fabaceae	Herbácea	Semeada
<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel	Fabaceae	Herbácea	Semeada
<i>Zornia latifolia</i> Sm.	Fabaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	Iridaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Cyanocephalus taciana</i> (Harley) Harley & J.F.B.Pastore	Lamiaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Hypenia cf. calycina</i> (Pohl ex Benth.) Harley	Lamiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Hyptis linarioides</i> Pohl ex Benth.	Lamiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Hyptis villosa</i> Pohl ex Benth.	Lamiaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Cassytha filiformis</i> L. *	Lauraceae	Trepadeira	Espontânea
<i>Diplusodon rosmarinifolius</i> A.St.- Hil. *	Lythraceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Diplusodon villosus</i> Pohl	Lythraceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	Malpighiaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Banisteriopsis gardneriana</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & B.Gates.	Malpighiaceae	Trepadeira	Espontânea
<i>Banisteriopsis schizoptera</i> (A.Juss.) B.Gates	Malpighiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Byrsonima linearifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Heteropterys campestris</i> A.Juss. *	Malpighiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Heteropterys</i> sp.	Malpighiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Peixotoa cf. reticulata</i> Griseb.	Malpighiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Pavonia grandiflora</i> A.St.-Hil.	Malvaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Cambessedesia hilariana</i> (Kunth) DC.	Melastomatacea	Subarbusto	Espontânea
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana *	Melastomatacea	Arbórea	Espontânea
<i>Miconia burchellii</i> Triana *	Melastomatacea	Arbusto	Espontânea
<i>Miconia fallax</i> DC. *	Melastomatacea	Arbusto	Espontânea
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	Melastomatacea	Arbórea	Espontânea
<i>Miconia</i> sp.	Melastomatacea	Arbórea	Espontânea
<i>Microlicia polystemma</i> Naudin	Melastomatacea	Subarbusto	Espontânea
<i>Microlicia vestita</i> DC.	Melastomatacea	Subarbusto	Espontânea
<i>Pleroma candolleianum</i> (Mart. ex DC.) Triana	Melastomatacea	Arbórea	Espontânea

<i>Rhynchanthera grandiflora</i> (Aubl.) DC.	Melastomataceae	Arbusto	Espontânea
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn. *	Melastomataceae	Arbórea	Espontânea
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	Menispermaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Myrcia linearifolia</i> Cambess.	Myrtaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Myrcia pinifolia</i> Cambess.	Myrtaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Myrcia rubella</i> Cambess.	Myrtaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Psidium firmum</i> O.Berg	Myrtaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Psidium myrsinites</i> DC. *	Myrtaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Ouratea confertiflora</i> (Pohl) Engl. *	Ochnaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill. *	Ochnaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Ouratea nervosa</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Ochnaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Ouratea riedeliana</i> Engl.	Ochnaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Sauvagesia linearifolia</i> A.St.-Hil.	Ochnaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Oxalis densifolia</i> Mart. & Zucc. ex Zucc.	Oxalidaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Passiflora</i> sp.	Passifloraceae	Trepadeira	Espontânea
<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> *	Pinaceae	Arbórea	Exótica/Invasora
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Poaceae	Herbácea	Semeada
<i>Andropogon virgatus</i> Desv.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Anthaenantia lanata</i> (Kunth) Benth.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Aristida capillacea</i> Lam.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth.	Poaceae	Herbácea	Semeada
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Poaceae	Herbácea	Semeada
<i>Aristida setifolia</i> Kunth.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Poaceae	Herbácea	Semeada
<i>Axonopus</i> sp.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Cenchrus polystachios</i> (L.) Morrone	Poaceae	Herbácea	Exótica/Invasora
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase *	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Eragrostis</i> sp.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Ichnanthus inconstans</i> (Trin. ex Nees) Döll	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Poaceae	Herbácea	Semeada

<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	Poaceae	Herbácea	Exótica/Invasora
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Panicum peladoense</i> Henrard	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Panicum sp.</i>	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Paspalum convexum</i> Humb. & Bonpl. ex Flüggé	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees *	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Paspalum lanciflorum</i> Nees ex Steud.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Paspalum pilosum</i> Lam.	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Paspalum thrasyoides</i> (Trin.) S.Denham	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 1	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 2	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 3	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 4	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 5	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 6	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 7	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 8	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 9	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 10	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 11	Poaceae	Herbácea	Espontânea
Poaceae 12	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Trachypogon sp.</i>	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze *	Poaceae	Herbácea	Semeada
<i>Trichantheium cyanescens</i> (Nees ex Trin.) Zuloaga & Morrone	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Trichantheium parvifolium</i> (Lam.) Zuloaga & Morrone	Poaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Urochloa decumbens</i> Stapf.	Poaceae	Herbácea	Exótica/Invasora
<i>Polygala glochidata</i> var. <i>glochidiata</i> Kunth	Polygalaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Roupala montana</i> Aubl. *	Proteaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Rubiaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	Arbusto	Espontânea
<i>Sabicea brasiliensis</i> Wernham	Rubiaceae	Subarbusto	Espontânea
<i>Casearia sylvestris</i> Sw. *	Salicaceae	Arbórea	Espontânea

<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl *	Vochysiaceae	Arbórea	Espontânea
<i>Xyris cf. hymenachne</i> Mart.	Xyridaceae	Herbácea	Espontânea
<i>Xyris savanensis</i> Miq.	Xyridaceae	Herbácea	Espontânea
Dicotiledônea 1	Não identificada	Herbácea	Espontânea
Dicotiledônea 2	Não identificada	Herbácea	Espontânea
Dicotiledônea 3	Não identificada	Herbácea	Espontânea
Lenhosa 1	Não identificada	Arbórea	Espontânea
Lenhosa 2	Não identificada	Arbórea	Espontânea

Fonte: elaborado pela autora.

3.2 Cobertura de Solo e Serapilheira

À parte a riqueza de espécies total, foi realizada uma contagem apenas para a análise da cobertura de solo, apresentada nesta seção. A riqueza de espécies amostrada na cobertura de solo diferiu significativamente entre as áreas ($p < 0,05$). Esta amostragem apontou para a C1, 44 espécies nativas e uma espécie exótica (*P. caribaea*). Na C2, foram registradas 128 espécies, onde quatro são exóticas (*U. decumbens*, *M. minutiflora*, *C. polystachios* e *P. caribaea*). Enquanto, na AC, foram documentadas 221 espécies nativas e nenhuma espécie exótica (Figura 4).

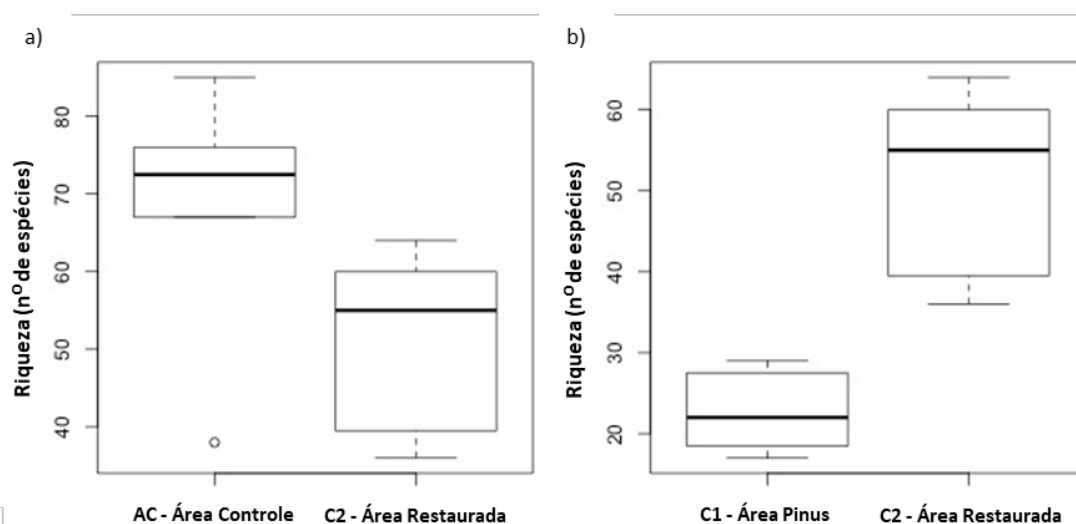


Figura 4. Médias de riqueza de espécies de cobertura, por parcela, nas áreas: a) AC e C2; b) C1 e C2. Fonte: elaborado pela autora.

Na C1, *Pinus caribaea* destacou-se como a espécie que obteve a maior porcentagem na cobertura de solo. Na C2, *Stylosanthes capitata* Vogel, uma espécie semeada, apresentou a maior porcentagem na cobertura do solo. Na AC, a maior porcentagem se deu por *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase.

A análise da cobertura do solo por categoria (Figura 5) apresentou diferenças significativas tanto entre as categorias ($p < 0,0001$), quanto entre as áreas ($p < 0,005$). Na C1, a maior porcentagem de cobertura do solo foi atribuída à categoria “*Pinus*”, que inclui não apenas indivíduos da espécie, mas também componentes da serapilheira, como acículas, troncos, frutos e outras estruturas de *P. caribaea*. Esta categoria foi seguida, em porcentagem, pelas espécies espontâneas. Na C2, as espécies semeadas representaram a maior parte da cobertura do solo, seguidas pelas espécies espontâneas e *Pinus*. Na AC, a cobertura do solo apresentou-se, predominantemente, composta por espécies espontâneas, seguida por serapilheira.

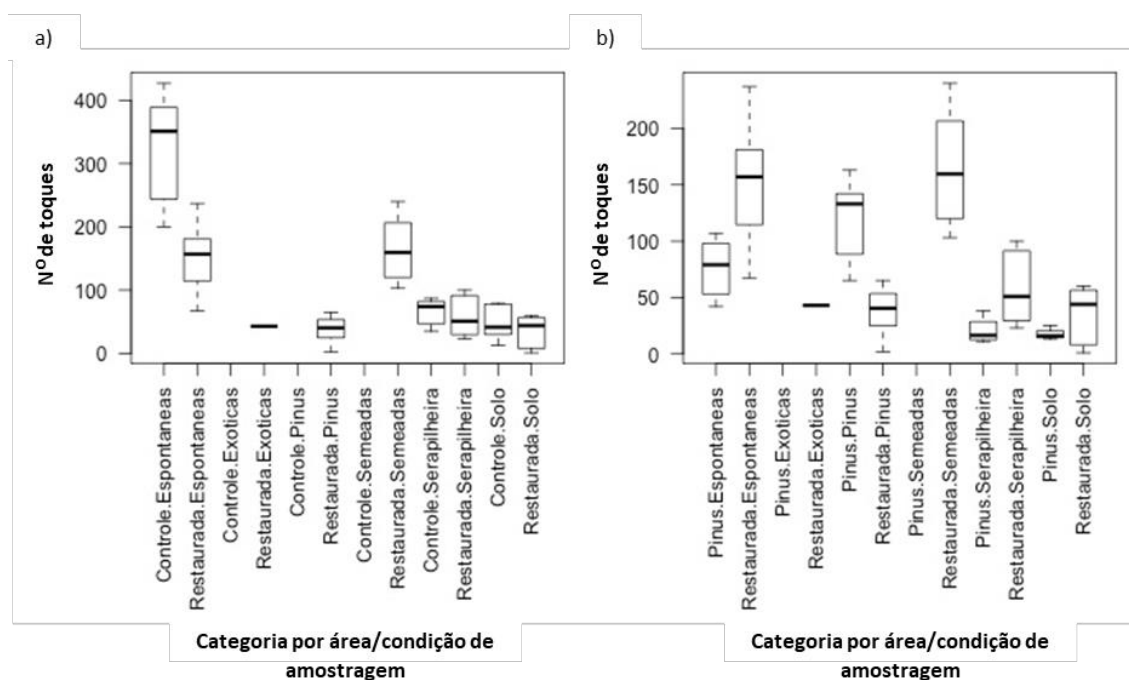


Figura 5. Cobertura do solo por categoria nas áreas e condições: a) AC e C2; b) C1 e C2. Fonte: elaborado pela autora.

A alta cobertura do solo na C2 pela categoria “*Pinus*” deve-se, principalmente, pela concentração de estruturas de *P. caribaea* presentes sob o solo. A maior parte da serapilheira foi composta por acículas, que representaram 38,5% do volume total, seguidas pelos galhos de *Pinus* (12,4%) e pelos frutos de *Pinus* (5,7%). No conjunto, essas três estruturas corresponderam a 56,6% da serapilheira na área C2.

3.3 Espécies Lenhosas

Assim como na análise da cobertura do solo e da serapilheira, a riqueza de espécies lenhosas também foi avaliada. Observou-se diferenças significativas ($p < 0,05$) na riqueza de espécies lenhosas (adultas: com diâmetro ≥ 5 cm e regenerantes: < 5 cm) entre as condições C1 e C2. Na C1, foram registradas 28 espécies lenhosas, enquanto na C2, a riqueza totalizou 40 espécies. Em ambas as condições, *Pinus caribaea* foi a única espécie lenhosa exótica identificada. Já na AC, foram observadas 24 espécies lenhosas nativas e nenhuma exótica (Possuelo, 2023).

No que se refere somente às espécies lenhosas regenerantes, a C1 revelou a presença de nove espécies, enquanto a C2 registrou um total de 31 espécies nativas. Estes dados refletem o estágio inicial de crescimento da vegetação, onde a maior diversidade encontrada corresponde às espécies com estágio de vida inicial (plântulas e/ou mudas).

A soma da área basal das espécies lenhosas, tanto adultas, quanto regenerantes foi significativamente maior na C1 em comparação à C2 (Figura 6), devido, em grande parte, à presença de *P. caribaea*. Entre as espécies lenhosas adultas na C1, *Pinus caribaea* possuiu a maior área basal acumulada, totalizando 53,120 m², e apresentou a maior média de altura dos indivíduos, com 20 m. Na C2, *Psidium myrsinites* DC. foi a espécie com maior área basal acumulada, alcançando 0,0885 m², enquanto *Dalbergia miscolobium* Benth. obteve a maior média de altura dos indivíduos, com 4,9 m.

Quanto à amostragem das espécies lenhosas regenerantes, *Miconia albicans* (Sw.) Steud. apresentou a maior área basal acumulada em ambas as condições, com 0,0305 m² na C1 e 0,0036 m² na C2. Em relação à altura média dos indivíduos, na C1, *Baccharis reticularia* DC. atingiu uma altura média de 2,4 m, enquanto na C2, *Roupala montana* Aubl. atingiu uma altura média de 1,4 m.

Na AC, *Davilla elliptica* A.St.-Hil. foi a espécie lenhosa adulta com maior área basal acumulada, com 16,02 m², sendo a espécie de maior importância (IVI = 31,88), com presença absoluta em todas as parcelas da AC. *Salvertia convallariodora* A.St.-Hil. obteve a maior média de altura dos indivíduos, com 4,5 m (Possuelo, 2023).

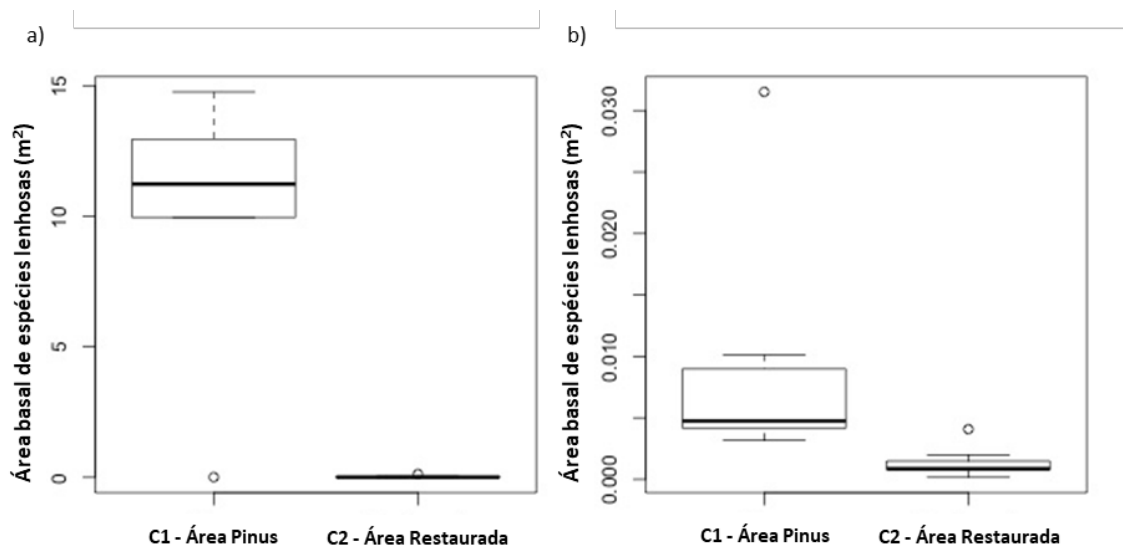


Figura 6. Soma da área basal de espécies lenhosas adultas (a) e regenerantes (b) na C1 - área invadida com Pinus e na C2 - área restaurada. Fonte: elaborado pela autora.

A densidade de espécies lenhosas também apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as condições (Figura 7). A C1 mostrou maior densidade das espécies lenhosas adultas em comparação à C2, que apresentou maior densidade das espécies lenhosas regenerantes.

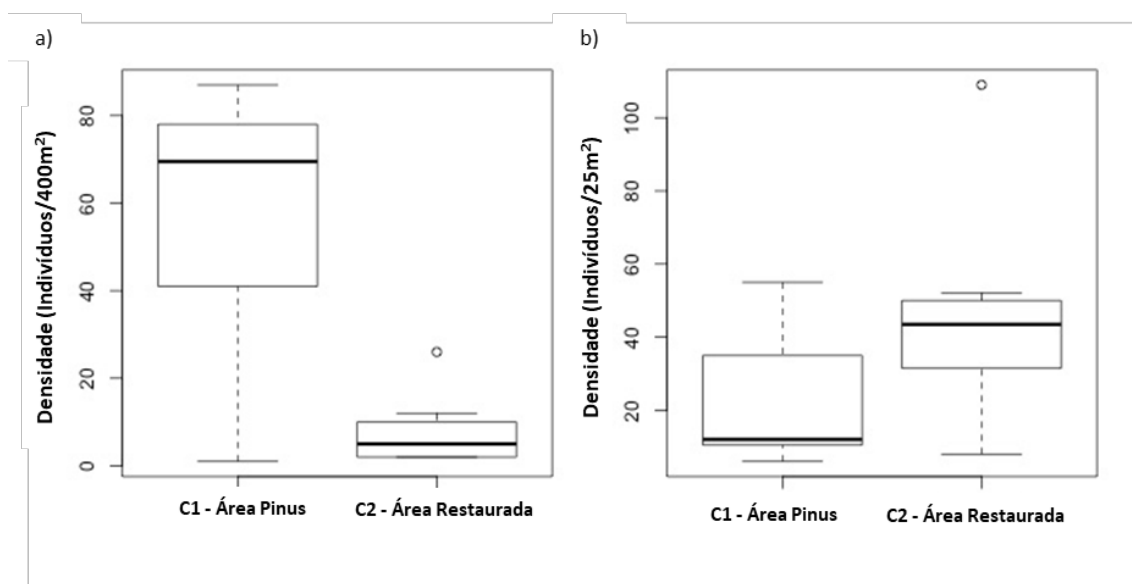


Figura 7. Valores médios, por parcela, de densidade de espécies lenhosas adultas (a) e regenerantes (b) na C1 - área invadida com Pinus e C2 - área restaurada. Fonte: elaborado pela autora.

Já na AC, a densidade de espécies lenhosas encontrada para indivíduos adultos foi de 25,25 indivíduos por parcela, sendo *Davilla elliptica* a espécie de maior ocorrência (Possuelo, 2023).

4. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

A invasão por EEI é amplamente reconhecida como uma das principais causas da perda de biodiversidade dentro e fora de UCs (UNEP, 2005). Em um levantamento pioneiro, Ziller e Dechoum (2013) elaboraram uma lista das principais EEI e das UCs afetadas, incluindo o *P. caribaea* como uma dessas espécies. Os autores ressaltam a necessidade urgente de implementar iniciativas de prevenção e controle dessas espécies nas UCs, baseando-se em estratégias eficazes testadas nacionalmente e nas já adotadas em outros países.

Em consonância, para Sampaio e Schmidt (2013), embora a ocorrência de EEI em UCs ainda seja um campo pouco explorado, os dados disponíveis permitem uma melhor compreensão do problema e fornecem uma base para ações emergenciais. Em um estudo sobre o controle da invasão de *Pinus* spp. em áreas licenciadas no Rio Grande do Sul, por exemplo, Piaia (2020) ressalta que, apesar de o licenciamento ambiental ser essencial, ele não assegura o cumprimento das regulamentações para a dispersão dessas espécies invasoras, o que também impacta na dispersão para UCs adjacentes.

Como resposta a essa situação, diversos materiais de prevenção e manejo têm sido desenvolvidos. As metas e propostas internacionais, bem como os planos de manejo nacionais direcionados para as UCs e para espécies invasoras específicas, têm contribuído para o avanço da pauta. O "Guia de Restauração Ecológica para Gestores de Unidades de Conservação" (Sampaio *et al.*, 2021) destaca a importância de promover a recuperação de áreas degradadas em UCs. O guia observa que a recuperação é mais vantajosa em UCs devido à matriz de ecossistemas já protegidos, o que aumenta as chances de sucesso das intervenções e contribui para o cumprimento dos objetivos para os quais essas unidades foram criadas.

A dispersão invasiva de *Pinus*, assim como a de outras espécies exóticas, tem um impacto significativo nas propriedades e funções dos ecossistemas. Essa dispersão altera as interações e o comportamento trófico dos ambientes nativos, o ciclo de nutrientes e o equilíbrio energético do sistema (Higgins e Richardson, 1998). Higgins e Richardson (1998) propõem um modelo para entender os efeitos dos *Pinus* spp. nos ambientes. Para os autores melhor do que entender os atributos das plantas e quais ambientes, precisa-se questionar os impactos em “quais atributos de plantas, em combinação com quais

ambientes, sob quais níveis de perturbação?” (Higgins e Richardson, 1998, p. 90, tradução nossa).

A presença de espécies do gênero *Pinus*, especialmente em ambientes abertos como campos e savanas com vegetação heliófila predominante, causa efeitos negativos significativos na cobertura vegetal nativa (Ziller e Galvão, 2002). Esses efeitos são atribuídos a vários fatores, sendo um deles o sombreamento provocado por indivíduos adultos, que afeta diretamente as espécies que dependem da exposição ao sol. Além disso, a cobertura espessa de acículas no solo contribui para a redução da riqueza e diversidade das espécies nativas. Em alinhamento, os resultados deste estudo indicaram um aumento da riqueza e diversidade de espécies após a restauração, em comparação com áreas invadidas.

Nesse contexto, as espécies semeadas contribuíram mais significativamente para a cobertura do solo, enquanto as espécies espontâneas apresentaram maior representatividade em termos de riqueza de espécies. Como para Cava et al. (2016), nota-se que a riqueza e diversidade da vegetação circundante à área experimental podem ter contribuído para a maior variedade de espécies espontâneas observadas em comparação com as espécies semeadas. Esse cenário de potencial da área circundante também é verificado no caso de outros ecossistemas, como em florestas, em que a proximidade de fragmentos conservados contribui para o sucesso da regeneração espontânea em áreas de restauração (Holl et al., 2000).

A regeneração natural no Cerrado está diretamente ligada a capacidade de rebrota das espécies presentes na área anteriormente ao distúrbio, a intensidade do fator de degradação, a chuva de sementes da área de entorno e o banco de sementes presente no solo (Coutinho, 1990; Souza et al., 2018; Macedo et al., 2015; Gonçalves, 2008). Gonçalves (2007) avaliou em seu experimento a composição do banco de sementes e da serapilheira em talhões de *Pinus*. Os dados relatam que mais de 70% da diversidade de espécies espontâneas, tanto em talhões com clareiras quanto nos adensados, são de hábito herbáceo e menos de 5% são de espécies arbóreas. Os dados corroboram com o observado no presente estudo, onde a grande maioria das espécies espontâneas na restauração foram de espécies herbáceas.

Talhões de *Pinus* spp. e *Eucaliptus* spp. pouco adensados e com clareiras apresentam, muitas vezes, um sub-bosque com regeneração satisfatória de espécies nativas (Durigan et al., 2004; Gonçalves, 2007). Gonçalves (2007) relatou resultados semelhantes ao presente estudo quando realizou experimento em talhões de *Pinus* spp. na

Floresta Nacional de Brasília e identificou 11 espécies nativas do Cerrado no sub-bosque de área de *Pinus* em clareira e uma espécie nativa em área de *Pinus* adensado. Em concordância, apesar da presença do sub-bosque de nativas na área estudada da EEJBB, as ações de restauração realizadas neste estudo, aumentaram significativamente a riqueza de espécie e a densidade da vegetação nativa lenhosa em comparação à área invadida, especialmente de indivíduos lenhosos regenerantes.

Para o caso do Cerrado, Toma et al. (2024) exploram sobre a importância de promover a restauração da biodiversidade com foco na heterogeneidade dos ecossistemas. Os autores argumentam que, em vez de buscar apenas a recuperação das espécies presentes originalmente em uma área, os projetos de restauração deveriam se concentrar na promoção de uma diversidade estrutural e funcional que reflita a complexidade dos habitats naturais. A heterogeneidade, segundo os autores, é fundamental para aumentar a resiliência dos ecossistemas, melhorar a qualidade do habitat e suportar uma gama mais ampla de espécies. O artigo enfatiza que abordagens restaurativas que incorporem a variação natural nos tipos de vegetação, micro-habitat e padrões de paisagem são mais eficazes na criação de ecossistemas robustos e sustentáveis.

Quanto a isso, Overbeck et al. (2022) destacam a importância da precisão nas terminologias relacionadas ao Cerrado e às savanas para o entendimento dos processos ecológicos locais. É fundamental valorizar e integrar o Cerrado nas investigações científicas para garantir uma abordagem mais informada e eficaz na conservação e manejo desses habitats. No contexto das áreas campestres do Cerrado, essa abordagem é particularmente relevante, especialmente em UCs onde a invasão de *Pinus* é uma ameaça. Em um mapeamento da vegetação não florestal no Brasil, o MapBiomias (2024) indica que as áreas campestres constituem cerca de 58% do Cerrado. Frequentemente, essas áreas recebem pouca atenção nas estratégias de conservação, no Brasil inteiro, apenas 6,7% da área campestre encontra-se em UC (MapBiomias, 2024). A presença e desenvolvimento do gênero *Pinus* como espécie invasora é problemática, pois essas espécies exóticas alteram a estrutura do habitat e competem com as espécies nativas por recursos (Ziller e Galvão, 2002). A espécie não só afeta a biodiversidade local, mas também compromete a funcionalidade ecológica dos ecossistemas campestres, como a ciclagem de nutrientes e a regulação da fauna (Silva et al., 2018).

Conforme apontado por Falleiros et al. (2011) e Dispigno & Zalba (2003), o acúmulo de acículas no solo em áreas invadidas por *Pinus* spp. retarda significativamente o processo de recuperação da vegetação nativa, apresentando-se como uma barreira física

para a regeneração de novas espécies (Zanzarini *et al.*, 2016). No experimento realizado nesta pesquisa, a remoção da camada de acículas, por meio do uso controlado de fogo e do preparo mecânico do solo, possivelmente facilitou a chegada de propágulos à área, bem como a germinação e o estabelecimento tanto das espécies semeadas quanto daquelas presentes no banco de sementes do solo. Isso resultou em uma alta diversidade de espécies espontâneas que, em conjunto com a cobertura fornecida pelas espécies semeadas, asseguraram a composição e os resultados observados, acelerando a restauração e a regeneração natural (Zaidan e Carreira, 2008).

Em um experimento semelhante, Haddad (2019) observou que o manejo com corte de *Pinus* combinado com a restauração passiva e uso de queima resultou em uma maior cobertura de herbáceas nativas e mais espécies em comum com as savanas primárias, em comparação com a restauração ativa sem o uso de fogo. Além disso, o revolvimento do solo durante o preparo pode ter contribuído para essa aceleração ao expor o banco de sementes e facilitar sua germinação (Gross *et al.*, 1990; Zaidan e Carreira, 2008).

A queima da camada de acículas se mostra como uma técnica de manejo essencial para restauração de áreas dominadas por *Pinus* spp. (Zanzarini *et al.*, 2016). No entanto, este estudo demonstra que o momento ideal da queima precisa ser reavaliado para garantir a eliminação completa e/ou mais eficaz das acículas, o que pode resultar em melhores resultados na semeadura direta. Isso se deve ao fato de que algumas áreas mantiveram uma camada densa de acículas sobre o solo, onde não foi observado o estabelecimento de vegetação.

Em vista dos dados apresentados, a restauração via semeadura direta é uma possibilidade para áreas degradadas pelo *P. Caribaea*. A restauração ecológica via semeadura direta tem emergido como uma abordagem eficaz para recuperar ecossistemas degradados, especialmente, em ambientes complexos e diversos como o Cerrado. Essa técnica, que consiste na dispersão direta de sementes no solo, pode acelerar a recuperação da vegetação nativa e promover a regeneração dos ecossistemas e suas funções.

O sucesso da restauração após a erradicação de espécies invasoras é frequentemente comprometido pela reinvasão da área ou pelo estabelecimento de novas espécies invasoras (Abreu, 2013; Wiederhecker *et al.*, 2024). Para mitigar esse problema, é crucial que técnicas de restauração sejam implementadas imediatamente após o controle das EEIs. Embora as técnicas de regeneração natural assistida sejam recomendadas para áreas de Cerrado devido à sua alta resiliência, essas práticas ainda carecem de testes e

validações adequadas (Durigan *et al.*, 2011), tornando necessária a introdução de vegetação por outros métodos.

A semeadura direta, ao introduzir todos os estratos da vegetação, facilita a rápida ocupação do solo por espécies de crescimento rápido, o que pode diminuir a proliferação de EEI (Sampaio *et al.*, 2015). Em conformidade, neste estudo, após o corte dos indivíduos de *Pinus* e a remoção da camada de acículas, houve um aumento na disponibilidade de espaço para a colonização por capins exóticos, anteriormente restringidos pelo sombreamento dos *Pinus*. Contudo, a ocupação do solo por espécies nativas que compartilham o mesmo estrato vegetativo, como capins nativos, arbustos e ervas, limitou a ocupação das espécies exóticas.

Em consonância, estudos na Estação Ecológica de Itiapina trazem que somente a retirada do *Pinus*, sem ações contínuas de manejo e/ou ações de plantio após a retirada, não colaboram para a restauração ecológica do Cerrado e ainda podem ser um facilitador para a entrada de outras espécies exóticas invasoras (Zanzarini *et al.*, 2016, Zanchetta *et al.*, 2006). Em análise com o ocorrido no presente estudo, onde após a retirada do *Pinus*, três novas espécies exóticas entraram no sistema (*Melinis minutiflora*, *Uruclia decumbens* e *Cenchrus polystachios*). Gonçalves (2007), estudando talhões de *Pinus*, relata a presença maciça de sementes da espécie exótica invasora *Melinis minutiflora* no banco de sementes (405,93sem/m²) e na serapilheira (593,78sem/m²). Estes dados reforçam a importância de se ter ações de restauração adotadas em conjunto ao controle de *Pinus*, garantindo a cobertura de solo por espécies nativas e o não avanço de EEI.

Ademais, o crescimento ágil dos estratos herbáceos e arbustivos contribui para o controle da erosão e melhora as propriedades químicas e físicas do solo (Silva *et al.*, 2015). Essa cobertura inicial também cria um microclima favorável para o estabelecimento e crescimento de espécies de desenvolvimento mais lento que prosperam sob a proteção da vegetação superior (Sampaio *et al.*, 2015).

O estudo realizado por Pellizzaro *et al.* (2017) sobre a restauração por semeadura direta, por exemplo, evidencia a eficácia da semeadura direta ao mostrar que a técnica possibilita o estabelecimento e crescimento inicial de uma ampla variedade de espécies nativas, incluindo árvores, arbustos e gramíneas. A pesquisa confirma que a abordagem não apenas restaura a cobertura vegetal, mas também contribui para a diversidade das espécies, crucial para a recuperação funcional do ecossistema (Pellizzaro *et al.*, 2017). Essa é uma característica crucial quando retratados ambientes campestres, como o campo sujo da área do experimento. Schmidt *et al.* (2019) sugerem que, embora o plantio de

árvores seja uma prática comum, a restauração de savanas e outros ecossistemas herbáceos, como o Cerrado, requer um enfoque mais abrangente que considere a dinâmica completa do ecossistema e o papel das diversas espécies nativas.

Neste estudo, a técnica apresentou resultados positivos quanto a sua eficiência em aumentar a riqueza de espécies nativas em comparação à área sem sua utilização, assim como, apresentou resultados positivos quanto a sua eficiência em aproximar a estrutura da vegetação nativa à fitofisionomia de referência (campestre). A semeadura direta também é objeto de estudos para a restauração de áreas degradadas por EEI de capins e se apresenta como método capaz de facilitar a reintrodução de espécies nativas (Araújo e Júnior, 2018). A combinação da semeadura direta com práticas de manejo adaptativas pode melhorar os resultados da restauração, como evidenciado pelos estudos. Garantir a resiliência dos ecossistemas restaurados exige uma abordagem integrada que mobilize recursos e conhecimentos globais, conforme destacado pelos artigos, para enfrentar os desafios ambientais e promover uma recuperação ecológica eficaz e sustentável.

Essa estratégia de restauração, em particular, é articulada no presente estudo quanto aos seus efeitos dentro do perímetro das UCs. Dechoum et al. (2019) argumentam que, apesar das políticas ambientais federais, as UCs frequentemente falham em implementar estratégias eficazes de controle e manejo dessas espécies invasoras. O artigo evidencia que a invasão por plantas exóticas compromete significativamente a integridade ecológica das UCs, afetando negativamente a biodiversidade local e a funcionalidade dos ecossistemas.

O processo de invasão biológica tende a se intensificar ao longo do tempo, comprometendo progressivamente a resiliência dos ecossistemas impactados (Bechara, 2003). Por isso, áreas com estágios iniciais de invasão devem ser tratadas como prioritárias nas ações de manejo, combinando estratégias de controle com a introdução de vegetação nativa para aumentar a eficácia da restauração. Além disso, a falta de um gerenciamento adequado nas UCs prejudica os esforços de restauração, exigindo a formulação de políticas mais rigorosas e aplicáveis e a implementação de práticas de manejo ativo para combater as invasões e restaurar a saúde ecológica das áreas protegidas. Para alcançar uma restauração efetiva do Cerrado, é essencial que as UCs integrem abordagens específicas de controle de invasoras, como as experimentadas no estudo, e promovam ações de restauração adaptativas que considerem as múltiplas fitofisionomias do bioma.

De maneira geral, o estudo revelou a importância e a potencialidade da restauração ecológica empregada dentro do manejo da EEI *Pinus caribaea*. O experimento forneceu informações sobre a riqueza de espécies, a cobertura do solo, a serapilheira e as espécies lenhosas após a remoção do *P. caribaea* em uma área de campo sujo e a subsequente restauração da vegetação nativa para formação campestre. Especificamente, a sementeira direta emergiu como uma alternativa eficiente para a restauração. Para a EEJBB, foi fundamental avaliar o impacto da invasão de *Pinus* sobre a vegetação local. Esses dados realçam a problemática das invasões biológicas em Unidades de Conservação, que, apesar de serem consideradas protegidas, também enfrentam desafios significativos relacionados a essas invasões.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, D. **Recuperação de áreas degradadas e controle de espécies invasoras**. 2013. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- ARAÚJO, B. R. de O.; JÚNIOR, J. O. **Controle de espécies exóticas e restauração via semeadura direta na Floresta Nacional de Brasília**. 2018. 51 f. Monografia (Especialização) - Curso de Graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- BECHARA, Fernando Campanhã. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. 2003. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1307-1326, 2019. DOI: 10.1007/s11027-018-9837-5.
- CANFIELD, R. H. Application of the line interception method in sampling range vegetation. **Journal of Forestry**, v. 39, n. 4, p. 388-394, 1941.
- CAVA, M. G. B. et al. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Embrapa Agrossilvipastoril**, 2016.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). **Convention on Biological Diversity**. Montreal: CBD, 2002.
- COUTINHO, L. M. Fire in the tropical biota. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges. Berlin: **Springer-Verlag**, 1990.
- CRITCHFIELD, W. B.; LITTLE, E. L. **Geographic distribution of the pines of the world**. Miscellaneous Publication 991. Washington, D.C.: U.S. Department of Agriculture Forest Service, 1966.
- DECHOUM, M. et al. Invasive plants and the Brazilian environmental policies: The role played by federal conservation units. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1307-1326, 2019. DOI: 10.1007/s11027-018-9837-5.
- DISPIGNO, L.; ZALBA, S. M. Cambios en las comunidades vegetales luego del control de ejemplares aislados de *Pinus halepensis*. San Luis, Argentina: **Livro de resumos XXIX Jornadas Argentinas de Botánica**, 2003.
- DURIGAN, G.; NASCIMENTO, A. Restoration of Cerrado vegetation: lessons learned and future perspectives. In: RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. (Eds.). **Restoration of Brazilian ecosystems**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2011.

- DURIGAN, G. et al. Regeneração natural da vegetação de Cerrado sob florestas plantadas com espécies nativas e exóticas. In: **Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista: Resultados da Cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Instituto Florestal, 2004. p. 349-362.
- FALLEIROS, R. M.; ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 41, n. 1, p. 13-26, 2011.
- GONÇALVES, A. R. et al. Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. na Flona de Brasília. **CERNE**, v. 14, n. 1, p. 23-32, 2008.
- GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL (GDF). Decreto nº 17.277, de 10 de abril de 1996. **Criação da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília**. Brasília, DF, 10 abr. 1996. Disponível em: <https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/b10bda8a06c347e19f8ffcaef31c6a44/Decreto_17277_10_04_1996.html>. Acesso em: 01 ago. 2024.
- GROSS, L. K. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. **Journal of Ecology**, v. 78, n. 4, p. 1079-1093, 1990.
- HADDAD, T. M. **Restauração da vegetação de Cerrado após silvicultura de *Pinus* spp.** 2019. 112 f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. DOI: 10.11606/T.11.2019.tde-22082019-162041.
- HIGGINS, S. I. et al. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 2, p. 213-229, 2000.
- HIGGINS, S. I.; RICHARDSON, D. M. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant Ecology**, v. 135, p. 79-93, 1998. DOI: 10.1023/A:1009760512895.
- HOLL, K. D. et al. Tropical forest restoration in Costa Rica: The effect of sites, species, and priorities. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 170-188, 2000.
- INSTITUTO HÓRUS. **Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras** [Internet]. 2024. Disponível em: <<https://bd.institutohorus.org.br/>>. Acesso em: 14 set. 2024.
- JARDIM BOTÂNICO DE BRASÍLIA. **Flora do Cerrado** [Internet]. Disponível em: <<https://www.jardimbotanico.df.gov.br/educacao-ambiental/flora-cerrado/>>. Acesso em: 27 ago. 2024.
- MACEDO, C. F. C. **Análise da chuva de sementes como método para restauração de um fragmento de Cerrado sentido restrito**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

- MAPBIOMAS. **Além das florestas: a vegetação herbácea e arbustiva nos biomas** (1985-2022). 2024. Disponível em: <<https://brasil.mapbiomas.org/download-dos-atbds-com-metodo-detalhado/>>. Acesso em: 26 jul. 2024.
- MAPBIOMAS. **Perda de vegetação nativa no Brasil acelerou na última década**. 2023. Disponível em: <<https://brasil.mapbiomas.org/2023/08/31/perda-de-vegetacao-nativa-no-brasil-acelerou-na-ultima-decada/>>. Acesso em: 1 nov. 2023.
- MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2. ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília, 2017. 78 p.
- MOURA, V. P. G.; DVORAK, W. S. Provenance and family variation of *Pinus caribaea* var. *hondurensis* from Guatemala and Honduras, grown in Brazil, Colombia and Venezuela. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 2, p. 225-234, fev. 2001. DOI: 10.1590/s0100-204x2001000200003.
- OVERBECK, G. E. et al. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 56, p. 125687, 2022. DOI: 10.1016/j.ppees.2022.125687.
- PELLIZZARO, K. F. et al. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 681-693, 2017.
- PIAIA, C. P. **Avaliação da qualidade da estratégia de controle da invasão de *Pinus spp.* em áreas licenciadas (e suas áreas adjacentes) no Rio Grande do Sul**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade La Salle, Canoas, 2020. 68 f.
- POSSUELO, R. M. **Influência de *Pinus caribaea* em espécies lenhosas do Cerrado: um estudo de caso na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade de Brasília, Brasília, 2023. 35 f., il.
- PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências [Internet]. Brasília, DF; 2012 [citado 2024 ago. 13]. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm?itid=lk_inline_enhanced-template#:~:text=IV%20%2D%20recolhimento%2C%20tratamento%20e%20disp osi%C3%A7%C3%A3o,V%20%2D>.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-166.
- RICHARDSON, D. M.; WILLIAMS, P. A.; HOBBS, R. J. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511-527, 1994.

- SAMPAIO, A. B. et al. **Guia de restauração do Cerrado**: volume 1: semeadura direta. Brasília: Embrapa Cerrados, 2015.
- SAMPAIO, A. B. et al. **Guia de restauração ecológica para gestores de unidades de conservação**. Versão 1. Brasília: Instituto Chico Mendes, 2021.
- SAMPAIO, Alexandre Bonesso; SCHMIDT, Isabel Belloni. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.
- SCHMIDT, I. B. et al. Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. **Plant Biology**, v. 21, n. 3, p. 389-397, 2019. DOI: 10.1111/plb.12842.
- SETTE, D. M. Os climas do cerrado do Centro-Oeste. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, 2005.
- SILVA, I. B.; PIVELLO, V. R.; ANDRADE, J. L. Impactos da invasão de espécies exóticas na estrutura e funcionalidade dos ecossistemas campestres do Cerrado. **Ecological Restoration**, v. 36, n. 2, p. 203-214, 2018.
- SILVA, R. R. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393-401, 2015.
- SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. DOI: 10.1126/science.1246663.
- SOUZA, I. C. et al. Avaliação da regeneração natural de cerrado em diferentes condições de perturbação em Jataí-GO. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, 2018.
- TOMA, T. S. P. et al. Aim for heterogeneous biodiversity restoration. **Science**, v. 383, n. 6681, p. 376, 2024. DOI: 10.1126/science.adn3767.
- UNEP. Implications of the findings of the Millennium Ecosystem Assessment for the future work of the Convention – Addendum - **Summary for decision makers of the biodiversity synthesis report**. UNEP, 2005.
- VELDMAN, J. W. et al. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, v. 65, n. 10, p. 1011-1018, 2015.
- WIEDERHECKER, A. et al. Ten years of direct seeding restoration in the Brazilian savanna: lessons learned and the way forward. **Journal of Environmental Management**, v. 365, p. 121576, 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.121576.
- ZAIDAN, L. B.; CARREIRA, R. C. Seed germination in Cerrado species. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 3, p. 167-181, 2008.

- ZALBA, S. M.; CUEVAS, Y. A.; BOÓ, R. M. Invasion of *Pinus halepensis* Mill. following a wildfire in an Argentine grassland nature reserve. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 3, p. 539-546, 2008.
- ZANCHETTA, D.; DINIZ, F. V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista Instituto Florestal**, v. 18, p. 1-14, 2006.
- ZANZARINI, V. A. **Queimar ou retirar acículas?**: o uso de diferentes técnicas de manejo para a regeneração do cerrado em áreas de antigos plantios de *Pinus* spp. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências, Rio Claro, 2016. 33 f.
- ZILLER, S. R.; DECHOUM, M. de S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 4-31, 2013.
- ZILLER, S. R.; GALVÃO, A. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 1, p. 12-27, 2002.
- ZILLER, S. R. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. In: **Unidades de Conservação: Ações para valorização da biodiversidade**. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 2006. p. 34-52.