



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ECOLOGIA

Avaliação de fatores determinantes e monitoramento do adensamento lenhoso em um campo úmido de Cerrado

LORENA BRANCO NENO

ORIENTADOR(a): Dra. MERCEDES MARIA DA CUNHA BUSTAMANTE

AGRADECIMENTOS

“Agradeço aos meus pais, Laurene e Rogério Neno, ao meu irmão, Rodrigo Neno, ao meu namorado, Artur Rocha, e meu grande amigo, Dr. Lucas Costa, por me ajudarem em todo o processo, me fortalecendo e me dando todo o apoio necessário para continuar esta jornada. Sem vocês no dia a dia, este trabalho não seria possível.

Agradeço imensamente à Maria Santos, Regina e Lucas Carvalho, técnicos do laboratório, que se disponibilizaram e me auxiliaram na coleta de dados em campo e análise no laboratório com todo o esforço necessário para que este trabalho se completasse. Não foi fácil, né? Mas em equipe nós conseguimos! Essa dissertação é tão de vocês quanto minha.

Agradeço imensamente a Mercedes Bustamante, minha orientadora, que foi uma mãe para mim, me deu todas as ferramentas necessárias para que este trabalho fosse feito e concluído com qualidade, me apoiando na construção do conhecimento necessário para seu desenvolvimento, além de MUITA (em capslock mesmo) paciência e empatia comigo em minhas crises de ansiedade. Admiro muito sua pessoa, você é uma máquina de conhecimento, foi extremamente importante te ter como mentora na minha trajetória profissional!

Aos parceiros de pós graduação que encontrei antes e durante essa caminhada (Clapton, Jefferson, Ivan, Maria Clara, Ana Caroline, Keyla, Maria Luiza, Ana Wiederhecker, Laura Passos, Gabriela Bueno, Arthur Sena, Heitor Campos, Gabriel Pontes, Manu, João Arthur, Marcelle Cavalheiro e entre outros). Obrigada pelas manhãs e tardes de desabafos, ombro amigo, risadas, apoio no campo e também na construção do conhecimento com conversas sempre muito produtivas!”

Espero que se orgulhem do trabalho que construímos!

Com carinho,
Lorena Branco Neno.

Sumário

Avaliação de fatores determinantes e monitoramento do adensamento lenhoso em um campo úmido de Cerrado

RESUMO	4
1. INTRODUÇÃO	6
2. MATERIAL E MÉTODOS	11
3. RESULTADOS	23
4. DISCUSSÃO.....	37
5. CONCLUSÃO	40
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42

Avaliação de fatores determinantes e monitoramento do adensamento lenhoso em um campo úmido de Cerrado

Lorena Branco Neno ^{1,*}, Lucas Silva Costa³, Lucas Silva Carvalho¹, Maria do Desterro Mendes dos Santos¹, Maria Regina Silveira Sartori da Silva¹, Felipe Lenti¹, Manuel Eduardo Ferreira⁴, João Vítor Silva Costa⁴, Daniela Vasconcelos de Oliveira⁴, Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz², Mercedes Maria da Cunha Bustamante¹.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília 70910-900, Brazil

² Programa de Pós-Graduação em Botânica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília 70910-900, Brazil

³ Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia (CENSIPAM), Brasília, 70636-010, Brazil

⁴ Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento, Universidade Federal do Goiás (UFG), Goiânia 74001-970, Brazil.

* Correspondence: 231101390@aluno.unb.br

RESUMO

Investigamos os potenciais fatores ambientais envolvidos no processo de adensamento lenhoso em um campo úmido de Cerrado em uma área protegida. Estabelecemos seis parcelas de 3000 m² cada, em uma topossequência. As análises conduzidas entre 2023 e 2024 incluíram levantamento florístico, coletas de solo em diferentes profundidades, monitoramento piezométrico, determinação da ocorrência de fogo ao longo de 21 anos usando imagens de satélite e variações de temperatura e precipitação ao longo de 11 anos. O adensamento lenhoso de *Trembleya parviflora* foi positivamente associado à acidez do solo, solo exposto e à disponibilidade de fósforo. A redução do lençol freático, exacerbada por secas e fogo recorrente, facilita a disseminação de espécies lenhosas, ameaçando a resiliência dos campos úmidos. Também avaliamos a integração de dados de campo e análises de sensoriamento remoto usando diferentes sensores para monitorar a expansão da espécie lenhosa *Trembleya parviflora*. A ferramenta de classificação *Random Forest* usando imagens multiespectrais, RGB e LiDAR alcançou mais de 94% de precisão na detecção de *Trembleya parviflora*.

Palavras-chave: Planejamento de conservação, Fatores de mudança, Interação solo-água-plantas, *Trembleya parviflora*, Savana tropical.

ABSTRACT

*We investigated the potential environmental factors contributing to the woody encroachment process in a Cerrado wet grassland within a protected area. We established six plots of 3.000 m² following the topographic gradient. The analyses conducted between 2023 and 2024 included a floristic survey, soil data at different depths, piezometric monitoring, determination of the fire occurrence over 21 years using satellite images, and variations in temperature and precipitation over 11 years. We also evaluated the integration of field data and remote sensing using different sensors to monitor the woody encroachment of the *Trembleya parviflora*. The woody encroachment by *Trembleya parviflora* was positively associated with soil acidity, soil moisture, and phosphorus availability. Lowering water tables, exacerbated by droughts and recurrent fires, facilitates the spread of woody species, threatening native grassland resilience. A Random Forest classification tool using multispectral, RGB, and LiDAR imagery achieved over 94% accuracy in detecting *Trembleya parviflora*.*

Keywords: *Conservation planning, Drivers of change, Interaction soil-water-plant, *Trembleya parviflora*, Tropical savanna.*

1. INTRODUÇÃO

As áreas úmidas em diferentes partes do mundo vêm sofrendo intensa degradação desde o século XVIII, principalmente em decorrência da drenagem hídrica para a expansão agrícola. Perdas significativas foram registradas em países como Irlanda, Hungria, Lituânia, Alemanha, Itália e Reino Unido, com um agravamento a partir de 1900 na Austrália, Canadá, Rússia e Brasil (Fluet-Chouinard et al., 2023).

As áreas úmidas desempenham um papel fundamental nos serviços ecossistêmicos, principalmente os de regulação e suporte, atuando ativamente no estoque, filtragem e manutenção da qualidade da água, habitat para espécies raras e ameaçadas, sequestro de carbono e estabilidade do solo contra processos erosivos (Mitsch et al., 2015).

No contexto brasileiro, o bioma Cerrado se destaca por ser popularmente conhecido como a "caixa d'água do Brasil" devido a sua capacidade de captar, armazenar e distribuir água que abastece oito das doze regiões hidrográficas do país (Rede Cerrado, 2024). Essa função hidrológica é resultado da interação entre geologia, geomorfologia, precipitação e vegetação nativa, que favorecem a recarga de aquíferos (Campos, 2004; Guaraldo, 2024).

O Cerrado está localizado, principalmente, no Planalto Central do Brasil com vegetação variando de formações campestres até florestais (Ribeiro et al., 2008) e ocupa cerca de 23% do território nacional, no que se traduz a 1.983.017 milhões de km² (IBGE, 2019). As áreas úmidas do Cerrado são compostas por um complexo vegetacional refletido por um mosaico hídrico dinâmico e complexo, abrangendo as formações campestres, veredas, palmeirais e mata de galeria, e estão normalmente associadas às áreas mais baixas das paisagens onde são encontrados os solos hidromórficos (Assis et al., 2011; Durigan et al., 2022).

Essas formações campestres do Cerrado podem ser classificadas em três tipos, quais sejam: campo sujo, campo rupestre e campo limpo, que variam conforme as características do solo e do relevo, podendo ainda ser subdivididos em seco, úmido ou com murundus (Ribeiro et al., 2008). O solo hidromórfico, como o próprio nome indica, é caracterizado pela influência da água em seu funcionamento. A presença constante de água no espaço poroso do solo reduz significativamente a difusão de gases, tornando-o um ambiente hipóxico ou mesmo anóxico, fator este, que favorece a decomposição anaeróbica, reduzindo a taxa de mineralização nessas áreas e atuando como sumidouro de carbono (Rosolen et al., 2019).

O campo sujo possui predominância herbáceo-arbustivo, onde os arbustos são esparsos e com cobertura arbórea-arbustiva inferior a 5%, onde as famílias de destaque são: Poaceae,

Asteraceae e Cyperaceae. Já no campo limpo, que é predominante herbáceo, a presença de arbustos é insignificante e sem presença de árvores, onde as famílias de destaque são: Burmanniaceae, Cyperaceae, Droseraceae, Iridaceae, Lentibulariaceae, Orchidaceae, Poaceae e Polygalaceae. Enquanto a vereda é uma formação vegetal marcada pela presença de *Mauritia flexuosa* L.f. (buriti), com cobertura arbórea-arbustiva variando de 5% a 10%, geralmente circundada por um campo limpo úmido, sendo comum os gêneros arbustivos da família Melastomataceae, como: *Leandra*, *Trembleya* e *Lavoisiera* (Ribeiro et al., 2008).

A Convenção de Ramsar é um tratado intergovernamental, do qual o Brasil é signatário desde 1993, que visa a preservação de áreas úmidas que são consideradas importantes para as funções ecológicas fundamentais como reguladoras dos regimes de água e como habitats de uma flora e fauna características, onde no Brasil, 27 regiões são reconhecidas como protegidas (Decreto nº 1.905, 1996; Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2024). Contudo, os serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas do Cerrado são pouco protegidos, com apenas quatro sítios Ramsar no Cerrado, sendo um na porção central do bioma e três em áreas de transição entre biomas (Durigan et al., 2022; MMA, 2025).

Entre 1985 e 2023, as formações campestres do Distrito Federal perderam 56% de suas áreas úmidas para a agricultura, e, no mesmo período, o fogo acumulado atingiu 35% das formações naturais não florestais, que incluem formações campestres e planícies de inundação, cobrindo cerca de 5% da área total do Distrito Federal. (MapBiomias, 2024).

O funcionamento ecossistêmico das áreas úmidas do Cerrado é fortemente direcionado pela sazonalidade da região, onde durante o período chuvoso, as regiões mais baixas inundam rapidamente devido ao trajeto hídrico que segue o curso das curvas de nível do terreno. A água advinda da precipitação, pode sofrer escoamento superficial direcionado pelo relevo e/ou se infiltrar, sendo estes processos, dependentes das características físico-químicas do solo, ação gravitacional, tempo de permanência e vegetação presente. Por outro lado, no período seco, essa relação é inversa, onde a saturação e umidade do solo diminuem gradualmente, tanto pela transpiração de plantas quanto pela perda de umidade do solo, este último, dependente da temperatura e umidade atmosférica, processo este denominado como evapotranspiração (Dietrich, 2024; Le Maitre et al., 2015; Rodrigues et al., 2022; Wilcox et al., 2022).

As áreas úmidas são constituídas por um complexo vegetacional que apresenta zonações, composta por três regiões principais: a borda, o meio e o fundo (Ramos et al., 2014). A borda está localizada na transição entre a área úmida e o cerrado adjacente; o meio corresponde à faixa intermediária entre a borda e o fundo, sendo geralmente mais úmida que a borda; e o fundo é a área mais rebaixada e frequentemente inundada, onde ocorrem cursos

d'água permanentes ou intermitentes.

Devido aos processos de intemperismo natural e a dinâmica hídrica sazonal, aspectos físico-químicos do solo são naturalmente influenciados e complementam o processo de modulação da vegetação das áreas úmidas. Solos com maiores teores de areia, favorecem uma maior drenagem hídrica e o enraizamento profundo de plantas nos interstícios das partículas, enquanto que a concentração de nutrientes aumenta da borda para o fundo, enquanto o fósforo é menos disponível no fundo (Schenk & Jackson, 2002; Ramos et al., 2014; Budny & Benschoter, 2016).

O adensamento lenhoso é o aumento da densidade, cobertura e biomassa de árvores e arbustos, sejam eles nativos ou não (Soubry & Guo, 2022). Estudos indicam que ecossistemas como as áreas campestres úmidas e savanas, estão sendo convertidos em estados alternativos homogêneos por este fenômeno, que está amplamente disseminado em três continentes - América do Sul, África e Austrália - variando em intensidade conforme o histórico de uso da terra (Silva, et al, 2016).

As possíveis causas do processo de adensamento lenhoso em áreas campestres úmidas estão associadas a variações plurianuais nos ciclos hidrológicos e o aumento da profundidade do lençol freático, que podem favorecer competitivamente determinadas espécies lenhosas (Cunha & Junk, 2004; Junk et al., 2006; Trindade et al., 2024).

Áreas com adensamento lenhoso mais antigas, manifestam alterações mais acentuadas. Entre as consequências, se destacam a perda de diversidade de espécies herbáceas (Trindade et al., 2024), aumento da evapotranspiração (Budny & Benschoter, 2016), mudanças nas propriedades do solo por meio de diferença no uso dos recursos (Schenk & Jackson, 2002), como o aumento da matéria orgânica e teor de alumínio e diminuição dos teores de fósforo, alteração do ciclo de nitrogênio por absorção preferencial através de micorrizas e qualidade da serrapilheira que influencia no pH, umidade do solo e, conseqüentemente, os processos de decomposição e ciclo do nitrogênio (Kinnebrew et al., 2020).

Estratégias de manejo mais eficazes para controle do adensamento lenhoso têm sido debatidas em diferentes escalas — local, regional e global (Stevens et al., 2017; Fluet-Chouinard et al., 2023), levando em consideração as respostas específicas e as particularidades de cada ecossistema, destacando-se o manejo integrado do fogo, métodos mecânicos e químicos de remoção e controle de espécies lenhosas (Symstad & Leis, 2025).

A ocorrência de fogo é um distúrbio associado à trajetória sucessional das formações de Cerrado típico, dependente de sua frequência e severidade (Miranda et al., 2009). Na legislação brasileira, a ocorrência do fogo é classificado em três categorias principais: o incêndio, que é

qualquer tipo de fogo não controlado e não planejado que incida sobre diferentes formas da vegetação (independente da fonte de ignição) mas que exija resposta; a queima controlada, com uso planejado, monitorado e controlado voltado para objetivos agrossilvipastoris; e a queima prescrita, que é o uso planejado, monitorado e controlado para fins de conservação prédefinidos em plano de manejo integrado do fogo (Lei nº 14.944, 2024).

No Brasil, o processo de adensamento lenhoso tem ocorrido dentro de unidades de conservação, e já foi identificado em pelo menos outras duas localidades no Distrito Federal: o Jardim Botânico de Brasília e a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Trindade et al., 2024). A situação é preocupante, pois levanta questões relevantes sobre a efetividade da conservação hídrica, manutenção da biodiversidade e quais práticas de manejo podem ser aplicadas nessas áreas que deveriam ser protegidas, considerando que espécies lenhosas, por sua natureza, demandam maiores volumes de água por meio da evapotranspiração (Giambelluca et al., 2009).

Duas espécies se destacam como indicativo do processo de adensamento lenhoso no Distrito Federal. *Trembleya parviflora* (D. Don) Cogn., é um arbusto ereto, endêmico do Brasil, presente em campos de altitude, campo limpo e rupestre, cerrado *lato sensu*, mata ciliar e de galeria (Pacífico & Fidanza, 2020). Seus frutos apresentam grande quantidade de minúsculas sementes, as quais são dispersas por mecanismos próprios (autocoria) entre agosto e setembro (Munhoz et al., 2011). *Baccharis tridentata* Vahl, da família Asteraceae, é um subarbusto caducifólio que pode atingir até dois metros de altura. Não é endêmico do Brasil e ocorre em diferentes fitofisionomias, incluindo campos de altitude, campos limpos, campos rupestres, cerrado *lato sensu* e áreas com afloramentos rochosos (Heiden, 2025).

Estratégias de monitoramento utilizando sensoriamento remoto podem auxiliar na cobertura de paisagens mais complexas. Um dos principais dados de entrada utilizados em análises de imagens é o comportamento espectral dos objetos, que corresponde à forma como cada objeto absorve, reflete e transmite a radiação eletromagnética, total ou parcialmente, na superfície terrestre. Nesse contexto, a captação da energia refletida pela vegetação ocorre principalmente na faixa espectral de 0.35 a 3 μm , que abrange comprimentos de onda entre o violeta e o infravermelho no espectro eletromagnético (Ponzoni et al., 2012; Brosinsky et al., 2019).

A captação de imagens com diferentes sensores também possui relevância em estudos da vegetação a depender do objetivo, pois as imagens RGB, nos permite extrair métricas de textura; multiespectrais, métricas químicas; e o *Light Detection and Ranging (LiDAR)*, métricas estruturais. As imagens RGB e multiespectrais são capturadas por sensores ópticos passivos,

dependentes da radiação solar para sua operação. Em contraste, as imagens LiDAR são obtidas por meio de sensores ativos, possuindo uma fonte de radiação interna que emite pulsos de luz laser e medem o tempo que esses pulsos levam para retornar ao sensor (Giongo et al., 2010; Luo et al., 2016; Debnath et al., 2023).

1.1. Objetivo geral

O presente trabalho objetivou caracterizar fatores abióticos e bióticos de uma área úmida localizada no Parque Nacional de Brasília, Brasília – DF, em processo de adensamento lenhoso, a fim de investigar a interação solo-água-vegetação. Para isso, foram estabelecidas seis parcelas de 100 metros de comprimento por 30 metros de largura em uma topossequência, totalizando uma área amostrada de 18.000 m², com o intuito de abranger o maior número possível de formas de vida vegetal da comunidade local, desde gramíneas até espécies lenhosas. Ainda, este estudo teve como objetivo desenvolver uma ferramenta para detecção precoce do adensamento lenhoso por *Trembleya parviflora*, usando classificação de imagens aéreas.

Visão geral: Acreditamos que o histórico de frequência de fogo pode estar associado a um aumento de solo exposto, enquanto que as variações de precipitação e temperatura favorecem a dinâmica competitiva das lenhosas. Do ponto de vista biótico, esperamos observar formas de vida mais adaptadas a solos secos, como arbustos e árvores, predominando nas áreas de maior altitude e apresentando padrões de distribuição mais agregados. Com a diminuição da altitude, é provável o aumento da disponibilidade hídrica, favorecendo a presença de formas de vida herbáceas, como gramíneas, ervas e subarbustos, além da redução na agregação das espécies lenhosas.

1.2. Hipóteses

(1) Alterações na dinâmica hídrica do solo com redução do nível freático estão associadas ao aumento de abundância de lenhosas ao longo do gradiente topográfico porque cotas mais altas tendem a uma menor umidade favorecendo o enraizamento profundo;

(2) Variações nas características químicas do solo podem influenciar a ocorrência de lenhosas ao longo do gradiente topográfico porque a disponibilidade hídrica altera processos do solo e seu teor nutricional;

(3) O adensamento lenhoso é favorecido por intervalos maiores entre eventos de fogo

porque as lenhosas tem recuperação mais lenta do que as herbáceas;

(4) As características espectrais dos estádios fenológicos (senescente e madura) de folhas de *Trembleya parviflora* podem ser diferenciados por sensores remotos para monitoramento do processo de adensamento de populações da espécie.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Inicialmente, foi feita uma análise de imagens de satélite para a avaliação preliminar de áreas úmidas em Brasília (DF). A partir dessa análise, foram identificadas áreas potenciais, que posteriormente foram visitadas para a seleção *in situ*. A área final foi escolhida considerando a topografia local, o processo de adensamento lenhoso e a logística de acesso.

A área de estudo escolhida foi no Parque Nacional de Brasília (PNB), instituído em 1961, com cerca de 42 mil hectares. O PNB, foi criado com o objetivo de conservar a fauna e flora do Cerrado e a água para o abastecimento do Distrito Federal (Pires et al., 2023), abrangendo três unidades hidrográficas: o Rio da Palma, o Ribeirão do Torto e o Córrego Bananal, sendo este último o local onde estão instaladas as parcelas do presente estudo sob a concessão da licença de pesquisa de número 89097-3 (coordenadas: -15°44'37", -47°58'18").

O clima da área de estudo é do tipo tropical de altitude, com aproximadamente 1.095 m (Cwa, segundo a classificação de Köppen), caracterizado por inverno seco, de maio a setembro, e verão quente e úmido, de outubro a abril. As temperaturas variam entre 13 °C e 30 °C, com precipitação média anual em torno de 1.500 mm e umidade relativa do ar oscila de 70% no verão a 15% no inverno (CODEPLAN, 2020; Pires et al., 2023).

Montagem das parcelas e altimetria

A montagem das parcelas foi conduzida com o auxílio do **Google Earth Pro** (v. 7.3.6.9796) para estruturar espacialmente as parcelas em uma topossequência. Espera-se que a variação de topografia possa indicar uma possível sequência temporal do adensamento lenhoso, onde há a substituição do tempo pelo espaço (Machida, 2021). O **Excel** (2019) foi utilizado para criar as parcelas em formato de tabela, onde subdividimos estas parcelas em quadrantes de 10 x 10 metros onde a randomização foi feita e os pontos de amostragem foram determinados

através do **RStudio** (v. 2024.9.1.394). Utilizamos parcelas retangulares, pois podem captar melhor os efeitos do gradiente ambiental com uma faixa de distância de dez a 50 metros entre elas.

A altimetria foi determinada através do aplicativo **Avenza Maps** (v. 5.3.3), nos mesmos pontos de amostragem de solo ($n = 60$) e analisada previamente através de teste não paramétrico (Kruskal Wallis e Dunn com correção de Bonferroni). A parcela zero (~1.095,70 m), localizada na maior altitude do gradiente, diferiu significativamente das parcelas 1 (~1.090,0 m) ($p\text{-adj} < 0.01$), 2 (~1.087,10 m) e 4 (~1.080,65 m) ($p\text{-adj} < 0.001$). A parcela 2, em uma posição mais baixa, difere da parcela 3 (~1.091,10 m) ($p\text{-adj} < 0.01$). A parcela 4, por sua vez, difere das parcelas zero, 1 e 3 ($p\text{-adj} = 0.001$). A parcela cinco difere da parcela zero, 1 e 3 ($p\text{-adj} < 0.001$), sendo a parcela mais baixa do gradiente altitudinal (~1.076,10 m).

O complexo vegetacional da área de estudo é caracterizado pela presença de Cerrado típico nas áreas mais elevadas. As zonas de borda e meio — onde estão localizadas as parcelas zero, um, dois, três e quatro — refere-se a área de transição (parcela zero - borda) e as demais parcelas se encontram em área dominada por formação campestre (meio). Já a parcela cinco abrange parte de uma vereda situada ao sul da área de estudo (fundo), alcançando o trecho da mata de galeria. Cabe destacar que as formações de Cerrado típico e mata de galeria se encontram fora do perímetro das parcelas amostradas.

Uma característica da área, é a presença de murundus. Os murundus, são formações de relevo parcialmente arredondadas, que se encontram em pequenas elevações de campo limpo, apesar de sua altura modesta em relação ao terreno circundante, podem influenciar o fluxo hídrico e o processo de alagamento da região em que se encontram (Eugênio et al., 2011; Rosolen et al., 2019). Estudos indicam que essas formações podem variar de 0.5 m a 1.8 m de elevação. O material parental do solo na região de estudo é ardósia, rocha metamórfica fina e foliada conhecida por formar solos mais argilosos e ricos em minerais aluminosos (Pires et al., 2023).

Durante o trabalho de campo, utilizamos o aplicativo **Avenza Maps**, para localização, registro e acompanhamento das observações realizadas *in situ*, como a demarcação das manchas de *Trembleya parviflora* para posterior elaboração de polígonos de treinamento (*Ground truth*) a fim de realizar a classificação supervisionada.

Precipitação e temperatura

Os dados foram extraídos do INMET/BDMEP (2024) por meio da estação automática

de Brasília-DF [A001], operante desde 6 de maio de 2000, considerando o número de dias com chuva anualmente, total anual de precipitação, média anual de temperatura e soma da precipitação e média da temperatura de acordo com a sazonalidade por ano. Os valores calculados para sazonalidade consideraram os meses de maio a setembro (estação seca) e de outubro a abril (estação chuvosa) que abrangeu uma análise temporal entre os anos de 2013 a 2024.

Análise histórica da ocorrência de fogo

Devido ao recorrente histórico de incêndios que afetam o Parque Nacional de Brasília, os gestores iniciaram o manejo integrado do fogo (MIF) com o intuito de proteger a vegetação nativa durante o período de transição (abril-maio) a partir de 2018. Uma dessas áreas de queima prescrita se encontra ao lado esquerdo da mata de galeria da nossa região de estudo que foi submetida a este tratamento no ano de 2023.

Com base nisso, analisamos a frequência de fogo entre os anos de 2002 e 2023, a fim de investigar possíveis relações entre a ocorrência desse distúrbio e a dinâmica de espécies lenhosas na área de estudo. Utilizamos dados do histórico de queimadas disponibilizados pelo MapBiomas – Coleção 3 (2024), bem como imagens de satélite dos sensores Landsat 5, 7 e 8 (com resolução espacial de 30 metros), previamente selecionadas no **Google Earth Engine** (Gorelick et al., 2017; C. M. Souza et al., 2020). As imagens foram escolhidas para representar os momentos imediatamente anteriores ou mais próximo possível da ocorrência do fogo e posterior ao evento (cicatriz), sendo salvas em formato Geotiff no modo de falsa cor. Em seguida, foram processadas no **QGIS** (v. 3.38.3) para gerar histogramas mais adequados à visualização e interpretação das imagens, com ajuste dos valores mínimo e máximo das bandas selecionadas (*red, green e blue*).

Amostragem do solo

As coletas de solo foram realizadas no período chuvoso (novembro de 2023 e fevereiro de 2024). Os pontos de amostragem, tanto das amostras indeformadas quanto deformadas, estavam afastados em intervalos mínimos de 10 metros. Anteriormente à coleta do solo, a superfície do local foi previamente limpa para remover galhos, pedras e serapilheira (Embrapa, 2024). Durante a coleta, foram realizadas medições *in situ* de temperatura do solo a 10 cm, utilizando um termômetro de precisão (P4000, Incoterm) e do teor de umidade volumétrica na

mesma profundidade, com o auxílio do sensor HydroSense II (Campbell Scientific, EUA).

As amostras indeformadas foram coletadas utilizando cilindros volumétricos com dimensões de 5 cm de altura e 5 cm de diâmetro (volume = 98,175 cm³), em três profundidades: 0–5 cm, 5–10 cm e 95-100 cm, totalizando 138 amostras. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em latas de alumínio, devidamente identificadas e secas em estufa a 105 °C por 72 horas. A pesagem foi realizada antes e após o período de secagem utilizando uma balança analítica (menor divisão = 0.001). Esse procedimento nos permitiu calcular a massa de solo (fresco e seco), a massa de água, a densidade aparente do solo e a umidade volumétrica com base no volume conhecido do cilindro (**material suplementar**) (César et al., 2017).

As amostras deformadas foram coletadas utilizando trado holandês, em quatro profundidades: 0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm e 90-100 cm, totalizando 198 amostras. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e secos à temperatura ambiente por aproximadamente quatro meses. Posteriormente, as amostras foram destorroadas, peneiradas em malha de 2 mm e reembaladas em porções de 100 gramas para envio ao laboratório especializado no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

As análises laboratoriais de Viçosa incluíram a determinação da fertilidade do solo seguindo os métodos sugeridos por César et al. (2017). As variáveis analisadas foram: potencial hidrogeniônico (pH-H₂O), fósforo disponível (P), potássio (K), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), alumínio (Al³⁺), acidez potencial (H+Al³⁺), fósforo remanescente (Prem), somatório de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7 (T), saturação por bases (V) e saturação por alumínio (m) (Barney et al., 2015).

Ainda, com as amostras deformadas, realizamos a coloração do solo utilizando a coloração de Munsell e a análise granulométrica através do método de Bouyoucos para determinação da porcentagem de areia, argila e silte (**material suplementar**) (César et al., 2017).

Flutuação do nível de água freática

Para acompanhar a variação de água no solo, piezômetros foram instalados nos pontos de coleta de amostras de solo de 90-100 cm (cota de instalação), na última semana de abril de 2024, sendo três pontos por parcela em diferentes cotas altimétricas, totalizando 18 pontos de amostragem. Foram utilizados canos de PVC com 100 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro, com dois furos opostos na parte superior e inferior com dois mm de circunferência. Realizamos

este procedimento com o intuito de não isolar totalmente a área lateral e diminuir a pressão dentro do piezômetro (Cordeiro, 2000).

Na instalação, deixamos 10 cm do cano para fora, facilitando a visualização deles em campo (cota do topo) e deixando os dois furos superiores expostos. Assim, a profundidade real máxima do poço é de 90 cm. O ponto de amostragem PZ5.90 (parcela e ponto de amostragem) ficou saturado para além do período chuvoso, então foi necessário deixar 12 cm da parte do cano acima do solo. O valor foi ajustado para esse ponto no cálculo final.

Iniciamos o levantamento dos dados em maio de 2024, sendo realizado quinzenalmente até novembro de 2024, totalizando sete meses, sendo cinco meses no período seco e dois meses no período chuvoso. As medições incluíram o nível de água, utilizando um medidor de nível de água (30M) da marca Sauber System (leitura piezométrica) e para os poços sem presença de água, foram registrados os dados de temperatura e umidade do solo a 90-100 cm (P4000; HydroSense II). O cálculo dos níveis de água foi realizado como sugerido por Gonçalves, (2023): Cota Piezométrica (cm) = Cota de Instalação (100 cm) - Leitura Piezométrica (variável) - Cota do Topo (10 cm).

Levantamento florístico e estado do solo

A amostragem das formas de vida e a avaliação do grau de cobertura do solo (coberto ou exposto) foram realizadas durante o período seco (julho e agosto de 2024). As formas de vida foram classificadas em árvores, arbustos, subarbustos, graminóide, graminóide seco e ervas. Adicionalmente, observou-se a presença das espécies *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum* (Kaulf.) Brade, *Trembleya parviflora*, *Baccharis tridentata*, *Baccharis dracunculifolia* DC., e *Mauritia flexuosa*. Para determinar a cobertura vegetal, aplicamos o método da intersecção de linhas, realizada em dez transectos de 10 metros em cada parcela (n = 60), a distribuição dos transectos foi estratificada aleatoriamente, seguindo a zonação da área úmida (borda, meio e fundo) e pontos de coleta do solo (de Souza et al., 2022; Bijos et al., 2023; Trindade et al., 2024).

Utilizamos uma fita métrica milimetrada, posicionada diretamente sobre o solo a 50 cm, com o auxílio de dez vergalhões para fixação. Durante a amostragem, foram registrados os indivíduos vegetais pela forma de vida, que interceptava ou sobrepunha a linha, com o critério de amostragem dos indivíduos maiores que 10 cm. Calculamos a cobertura absoluta (CA) e a cobertura relativa (CR), de acordo com os métodos descritos por Eugênio et al. (2011). A nomenclatura botânica das famílias foi determinada de acordo com o projeto 'Flora e Funga do

Brasil' 2022 (Flora e Funga do Brasil, 2022).

Tratamento e análise de dados

Utilizamos o software **RStudio**, onde consideramos **p-value < 0.05** para todas as análises estatísticas. Tivemos que realizar dois testes gerais, sendo análises com a parcela cinco e sem a parcela cinco, devido a prévia percepção de heterogeneidade espacial nas características da vegetação. Na análise com a parcela cinco, fizemos uma imputação de dados granulométricos para oito pontos, sendo: 5.10, 5.20, 5.30, 5.40, 5.60, 5.80, 5.90 e 5.100.

A umidade volumétrica utilizada nas análises de solo a 10 cm de profundidade foi determinada em laboratório a partir de amostras indeformadas, uma vez que, em alguns pontos da parcela cinco, a coleta em campo não foi possível devido à limitação do equipamento, que alcançava uma capacidade máxima de medição de 52% de umidade volumétrica (HydroSense II - Campbell Scientific, EUA). Para avaliar se os dados calculados em laboratório seguiam o mesmo padrão de distribuição dos dados coletados *in situ*, aplicamos uma regressão linear que revelou uma relação estatisticamente significativa (**coef: 0.601; p-value < 0.001**).

Verificamos a normalidade dos dados através do teste de Shapiro Wilk e identificamos que as variáveis não seguem uma distribuição normal. Após a análise estatística descritiva das parcelas utilizamos o teste de Kruskal Wallis e, posteriormente, o teste de Dunn com correção de Bonferroni (post-hoc). Após a interpretação dos dados estatísticos descritivos, optamos por não usar a parcela cinco pelo maior tempo de saturação, vegetação presente, e possíveis processos químicos do solo que diferem significativamente das outras parcelas. Ou seja, ficamos com cinco parcelas (a contagem das parcelas começa no zero).

Para o tratamento dos dados, aplicamos a correlação de Kendall em 20 variáveis edáficas (0–10 cm), com o objetivo de reduzir a multicolinearidade. Consideramos como altamente correlacionadas e, portanto, removidas, aquelas com coeficientes de correlação superiores a $|r| \geq 0,7$, assim, foram selecionadas 14 variáveis.

Após a seleção das variáveis mais relevantes realizamos as Análises de Redundância (RDA), Análise de Componentes Principais (PCA) e Modelo Linear Misto através da função “*dredge*” do pacote **MuMIn**, com base em critérios de qualidade e parcimônia (AICc). Para RDA e PCA, os dados de solo foram normalizados pelo método “*standardize*”, enquanto os dados de vegetação foram transformados pelo método “*hellinger*”. A fim de verificar a significância da RDA, utilizamos a Análise de Variância (ANOVA) com correção de Holm's, e para a PCA utilizamos o Modelo Linear Generalizado (GLM).

Para o modelo linear misto (LMM), utilizamos variáveis topográficas e características de umidade e temperatura do solo em camadas profundas onde as variáveis foram normalizadas pelo método “*standardize*”. Verificamos o fator de inflação da variância (VIF), onde todos os valores foram inferiores a cinco.

Modelo do computador e Sistema de Referência de Coordenadas

O processamento e análises de imagens aéreas foram realizados em um computador com sistema operacional Microsoft Windows 11 Pro v. 10.0.22631, equipado com processador Intel(R) Core(TM) i5-10210U (CPU de 1.60GHz, 2112 MHz, 4 núcleos e 8 threads) e 8 GB de memória RAM. Utilizamos o **Google Drive** como memória virtual adicional para suportar o processamento e armazenamento dos dados de grande extensão. O sistema de referência de coordenadas (SRC) utilizado foi o EPSG: 32723 - WGS 84/Zona UTM 23S.

Coleta e processamento da assinatura espectral

Os dados da assinatura espectral e do Sistema de Aeronave Não Tripulada (UAS) foram coletados com o apoio da equipe do Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento da Universidade Federal de Goiás (LAPIG). Os dados foram coletados no dia 16 de Maio de 2024, entre 10:50 e 13:47 horas, devido a posição do sol, com o objetivo de minimizar os efeitos do sombreamento. Durante a amostragem, a temperatura atmosférica média se encontrava em 21.3°C com umidade média em 56.2%, sem presença de nuvens.

Para a assinatura espectral de *Trembleya parviflora*, foram coletadas folhas em dois estágios fenológicos, denominadas como verde (folha saudável) e amarela (folha em senescência) através do espectrorradiômetro “*Spectral Evolution - SM 3500*”. A determinação de refletância de *Trembleya parviflora* foi realizada entre 13:40 e 13:47 horas, usando três detectores embutidos em um único aparelho, sendo um detector com 512 canais e o outros dois com 256 canais. Estes três detectores, juntos, cobrem um intervalo de comprimento de onda de 350 a 2500 nm. A coleta da assinatura espectral ocorreu em campo através de uma sonda, sem interferência atmosférica, a uma altitude de 1.096,30 m com suporte de oito entre 12 satélites. As leituras foram realizadas com médias de dez coletas e tempos de integração variáveis de 20, 50 e 27 milissegundos. A calibração radiométrica dos dados foram realizadas pelo LAPIG.

A análise visual das curvas foi realizada no **RStudio**, usando pacotes como “**ggplot2**” e “**patchwork**”. Para o tratamento dos dados, usamos o pacote “**prospectr**”, visando a remoção

dos ruídos e suavização das curvas espectrais pela função “*savitzkyGolay*”. O algoritmo Savitzky-Golay ajusta uma regressão polinomial local no sinal, requerendo pontos de dados uniformemente espaçados (Gallagher, 2024). Os parâmetros utilizados foram de ordem polinomial (p) igual a um, número inteiro indicando o tamanho da janela (w) igual a onze e um número inteiro que indica a ordem de diferenciação (m) igual a zero. Após a aplicação do filtro, dez observações foram removidas, totalizando 1.014 observações em ambas as amostras (folha verde e amarela).

Verificamos a normalidade dos dados através do teste de Shapiro-Wilk. Diante da distribuição não normal, optamos por utilizar testes não paramétricos. O teste de Wilcoxon Rank Sum foi empregado para comparar as tendências centrais (medianas), enquanto que o teste de Kolmogorov-Smirnov avaliou diferenças na distribuição completa dos dados.

Interpretamos os dados utilizando o particionamento baseado em Jensen (2007), com pequenos ajustes nas faixas. Consideramos a faixa do violeta variando de 345 a 450 nm, o azul de 451 a 489 nm, o verde de 490 a 580 nm, o amarelo de 581 a 600 nm, o laranja de 601 a 620 nm, o vermelho de 621 a 700 nm e o infravermelho de 701 a 2.350 nm.

Sistema de Aeronave Não Tripulada

Para a coleta de dados LiDAR, foi utilizado o drone **DJI Matrice 350 RTK - Zenmuse L2**. O voo iniciou às 10:50 horas e teve duração de 10 minutos. Durante a operação, o drone voou a uma altura de 120 metros, com sobreposição lateral de 20%. A margem de segurança foi de 80 metros.

Para a coleta de imagens RGB e multiespectral (*Near-infrared*), foi utilizado o drone **DJI Mavic 3 - Multispectral**. O voo iniciou às 11:21 horas e teve duração de 19 minutos. Durante a operação, o drone voou a uma altura de 120 metros, com sobreposição lateral de 70% e uma sobreposição longitudinal/frontal de 80%. A margem de segurança foi de 20 metros. A resolução espacial do “*Ground Sampling Distance*” (GSD) para as imagens RGB foi de 3.55 cm, enquanto que para a imagem multiespectral foi de 5.96 cm.

As informações geodésicas foram obtidas com um “*Global Navigation Satellite System*” (GNSS) e o método utilizado foi o “*Real-Time Kinematic*” (RTK). Este sistema foi instalado no dia anterior ao voo na área de estudo, com ajuste de nivelamento e um par de coordenadas conhecidas como parâmetro altitudinal. O GNSS-RTK reconheceu 12 satélites e processou as informações de coordenadas geográficas do local por duas horas. Este método foi utilizado a fim de melhorar a precisão altimétrica dos produtos a serem gerados.

Processamento dos dados LiDAR, multiespectral e RGB

Dados LiDAR

O processamento da nuvem de pontos é necessário para a obtenção de dados confiáveis das características do terreno e vegetação (Luo et al., 2016), para tanto, esse processamento foi realizado no software **DJI TERRA** (v. 4.2.5).

A densidade da nuvem de pontos das imagens LiDAR foram caracterizadas como alta e em porcentagem, com a taxa de distância efetiva escolhida entre 1-160 m e os parâmetros para classificação foram terreno plano, diagonal máximo de 20 m, ângulo de interação de três graus e distância de interação a 0.3 m (Santiago & Cintra, 2024). A nuvem de pontos criada foi por escala (1:500). Para o parâmetro de contorno, utilizamos um intervalo de dez metros, *datum* de zero metros, raio da anotação de elevação de 15 m e comprimento mínimo da curva de nível de zero metros. Os parâmetros do resultado de saída da nuvem de pontos, a partir desta entrada de dados, foi de uma densidade média de 357 pontos/m², densidade padrão de 16 pontos/m², comprimento do lado da grade de 0.25 m, número total de grades de 28.225,76 e uma taxa de não conformidade de 1.94%. O ortomosaico RGB e as bandas multiespectrais foram fornecidos pelo LAPIG já pré-processados.

Para o processamento dos dados LiDAR utilizamos os softwares **QGIS-LAStools** e **RStudio**, com pacotes como: “**lidR**”, “**terra**” e “**sf**”. O pacote “**lidR**” permite a utilização da função “**readLAScatalog**”, que foi extremamente necessário para o processamento no computador utilizado, pois permite o carregamento dos metadados da imagem LiDAR sem necessitar da utilização da memória do computador para o processamento dos dados brutos.

Como tratamento inicial, aplicamos o filtro para retornos duplicados e corrigimos o retorno dos pulsos de acordo com o tempo do GPS como tratamento inicial. Ainda, aplicamos um filtro baseado na elevação ($Z \geq 1075$ & $Z \leq 1100$), garantindo que os dados estivessem apropriados para a área de interesse. Após este tratamento, cortamos a imagem a fim de diminuir a extensão do arquivo e melhorar o tempo de processamento. Mantivemos uma margem de segurança das parcelas no ato do corte para que ao longo do processamento essas áreas não fossem afetadas pelas interpolações.

Para a criação do modelo digital de elevação (MDE), realizado em blocos pela função “*opt_chunk_size(dados)*”, usamos a função “*rasterize_terrain*” testando dois métodos de interpolação, sendo o “*K-nearest neighbors*” (KNN) e o “*Triangulated Irregular Network*”

(TIN) a uma resolução de 0.25 metros. O método de triangulação retornou um “*output*” melhor do que o método do vizinho mais próximo. Apesar da triangulação ser um método mais custoso computacionalmente, se adequou melhor aos dados reais do terreno. Para a análise de outliers para verificar se havia erros na interpolação utilizamos o método de Intervalo Interquartil (IQR), que resultou em zero.

Para o modelo digital de superfície (MDS), aplicamos a função “*rasterize_canopy*” com o algoritmo “*pitfree*”. Este é um método que consiste em uma série de limiares de alturas sequenciais onde triangulações de Delaunay são aplicadas aos primeiros retornos, onde apenas os pixels mais altos são retidos (Khosravipour et al., 2014). Os limites de altura foram de zero, um, três, cinco, dez, quinze e vinte e cinco devido aos diferentes estratos verticais da vegetação. Ainda, utilizamos um “*subcircle*” de 20 cm para reduzir o número de vazios, sendo estes substituídos por um disco de raio conhecido da própria nuvem de pontos. Com esses dois produtos base, geramos o modelo de altura do dossel (CHM), que é a subtração do MDS pelo MDE. Ao verificar as condições do produto pós processamento, percebemos que haviam valores negativos no CHM, sendo necessário a realização de ajustes através da função “**chm[chm < 0] <- 0**”, que filtra valores menores que zero.

Para localizar as copas da vegetação, aplicamos a função “*locate_trees*” com o algoritmo filtro de máximo local (LMF). Esse filtro é composto por diversos parâmetros, sendo que o parâmetro “*ws*” é um fator de sensibilidade para detectar o local máximo em unidades, geralmente em metros. Em nossa análise, testamos vários valores e o que melhor se adequou foi o “*ws*” = 2. Ainda, aplicamos um filtro de altura mínima para detecção da vegetação acima de 50 cm do solo, com base no atributo de altura (Z). O arquivo gerado nesta etapa foi salvo na extensão “.gpkg”, que é uma extensão de arquivo para armazenar os dados geoespaciais, mantendo assim, os metadados do arquivo de entrada (.las) mas com o produto gerado em um vetor. A cada etapa concluída, fizemos a inspeção visual e análise da tabela de atributos. Ao avaliar este produto, percebemos que o produto gerado estava com valores duplicados devido ao processamento em blocos, então ajustamos a tabela de atributos da coluna “*treeID*” usando a função “**\$id+1**” na calculadora de campo do **QGIS**. Esse arquivo foi então denominado “*tops*” (ponto máximo do topo da vegetação).

Na segmentação da vegetação (rotulação individual = ID), utilizamos a função “*segment_trees*” e o algoritmo desenvolvido por Silva et al. (2016) para o bioma Cerrado. Após esse procedimento, normalizamos a altura usando a função “*normalize_height*” com o método de vizinho mais próximo (knnidw). O delineamento das copas foi realizado com a função “*delineate_crowns*”, usando a segmentação normalizada com os parâmetros padrões desta

função, com base no atributo “*treeID*”.

O arquivo final gerado contém 345.30 pontos/m², com uma distância média entre os pontos de 5.38 cm a uma resolução de 0.25 m, com métricas de altura (Z), localização geográfica (X e Y) e identificação única para cada vegetação. Este processamento foi intensivo e desafiador. Para tanto, utilizamos as próprias funções de “*help*” do software **RStudio** como auxílio e, ainda, demais instruções adquiridas no “*lidRbook*” (Roussel et al., 2024).

Dados Multiespectrais

Os índices escolhidos foram baseados no objetivo do estudo, considerando as diferenças fenológicas e estudos prévios no Cerrado (Costa et al., 2023). Em seguida, calculamos cinco índices de vegetação, sendo: *Chlorophyll Green Pigment Index* (CIgreen), *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Atmospheric Resistant Vegetation Index* (ARVI), *Ratio Vegetation Index* (RVI) e *Normalized Difference Water Index* (NDWI) (**Tabela 1**). Após a criação destes produtos, fizemos a normalização através do método de Min-Max (valores entre 0 e 1), possibilitando comparações consistentes entre eles. Visando a padronização das informações geoespaciais, realizamos a reamostragem com o método bilinear, para a mesma resolução espacial do LiDAR (0.25 metros).

Tabela 1. Tabela com os índices de vegetação calculados, funções e equações associadas.

Indexes	Function	Equation
CIgreen	Vegetation vigor with soil adjusts	$(NIR/GREEN) - 1$
NDVI	Vegetation vigor with focus on biomass	$(NIR-RED) / (NIR+RED)$
ARVI	Vegetation vigor based on the water presence	$(NIR - (RED + BLUE)) / (NIR + (RED + BLUE))$
RVI	Vegetation vigor based on leaf health	NIR / RED
NDWI	Vegetation vigor with atmospheric correction	$(GREEN - NIR) / (GREEN + NIR)$

Dados RGB

Verificamos que havia um sobreamento relevante na parcela cinco. Para tanto, aplicamos uma correção radiométrica utilizando o método de *Dark Object Subtraction* (DOS), este método calcula a estatística das células baseada nos valores mínimos, que são as áreas mais

escuras da imagem. Após a correção, a imagem foi convertida para escala de cinza com pesos ajustados para cada canal RGB baseado na luminância relativa ($Y = 0.2126R + 0.7152G + 0.0722B$) da percepção humana das cores (Moraes Novo, 2010). Em seguida, usando o pacote “**glcm**”, foram calculadas as métricas de Haralick com a matriz de coocorrência em janelas de 5x5 pixels para capturar oito parâmetros de textura, sendo: variância, homogeneidade, contraste, dissimilaridade, entropia, segundo momento angular e correlação (Haralick et al., 1973). O produto final foi então normalizado e reamostrado usando o mesmo padrão dos dados multiespectrais.

Empilhando as camadas, treinamento e classificação orientada a objeto

Após o pré-processamento das imagens, averiguamos se todas as imagens estavam no mesmo sistema de referência de coordenadas, resolução e extensão espacial. Estes arquivos raster, são as camadas de entrada (preditoras) para iniciar o processo de classificação de imagem baseada a objeto (*Trembleya parviflora*). Para o empilhamento, foram usados os arquivos *canopy height model* (CHM) + *crown* (composta por *treeID*, Z, X e Y) + Cigreen + NDVI + ARVI + RVI + NDWI + oito parâmetros de textura, totalizando 18 camadas preditoras. Este arquivo foi denominado de “DATASET_PNB”.

Os dados de treinamento foram criados no **QGIS** por meio da delimitação de polígonos sobre o produto “DATASET_PNB”, utilizando as observações de campo como referência (*ground truth*). Durante a criação desses polígonos, foram adicionadas colunas denominadas *class*, *blue*, *green*, *red* e *infrared* com a calculadora de campo. Como resultado, foram gerados dois arquivos de treinamento (**Tabela 2**). A classificação foi realizada através do pacote “**RStoolbox**” com a função “*superClass*”, onde parâmetros foram ajustados em coluna de resposta (classe), número de interação de ajuste igual a cinco, particionamento dos dados em 80% para treinamento e 20% para validação e, ainda, a função “*verbose = TRUE*”, que permitiu analisar o passo a passo da classificação (**Figura 1**).

Tabela 2. Caracterização utilizada nos polígonos de treinamento no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. Número de identificação das classes (1-5), rótulo das classes, quantidade de polígonos de treinamento para cada classe e a equação aplicada para calcular a reflectância média da folha de *Trembleya parviflora* (Tp) saudável (verde) e em senescência (amarela).

Classes	Labels	Training	Mean reflectance (nm)	
1	<i>Trembleya parviflora</i>	201	Green leaf (Tp)	Yellow leaf (Tp)
2	Grassland	25	Blue: 186.68	Blue: 271.68
3	Bare Soil	43	Green: 81.57377	Green: 113.7377
4	Tree size	39	Red: 107.5263	Red: 866.9825
5	Shrubs	111	Infrared: 49.11194	Infrared: 220.4216

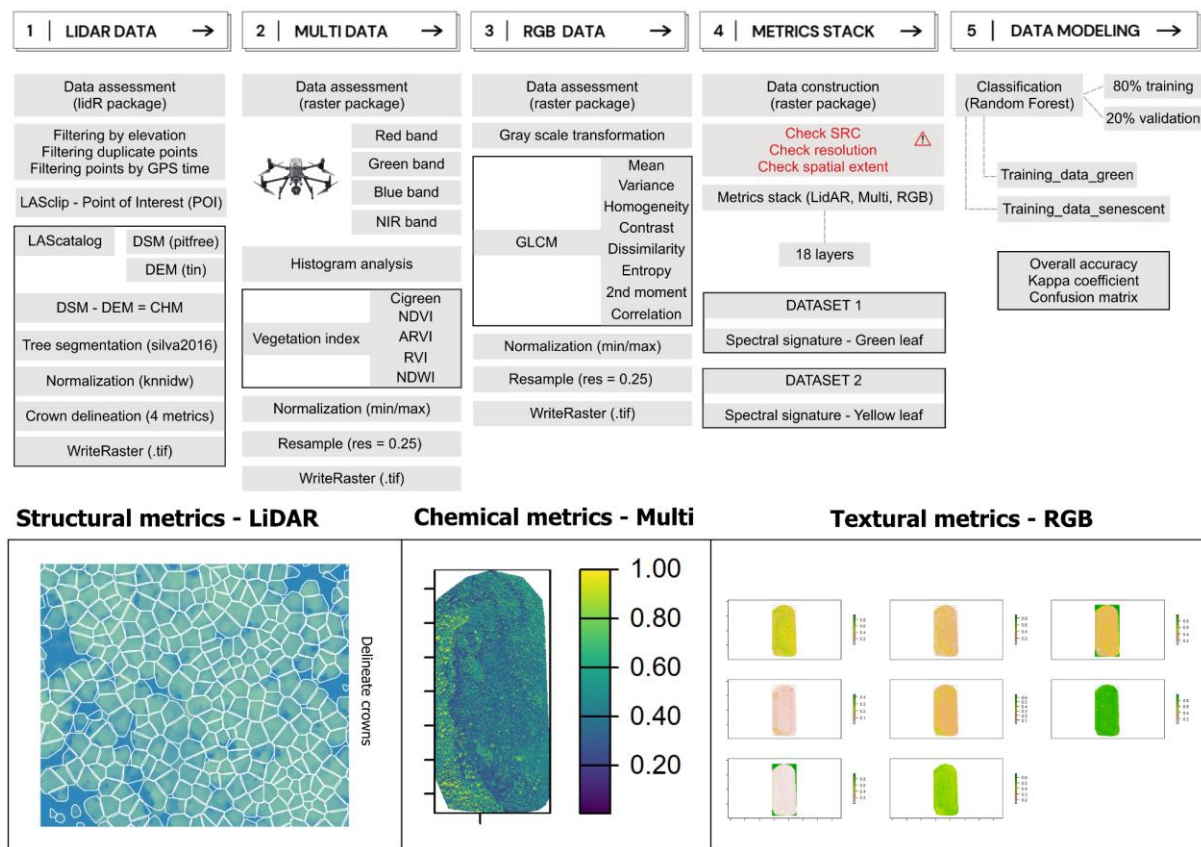


Figura 1. Fluxograma do pré-processamento de imagens com sensor LiDAR, multiespectral e RGB para a classificação de *Trembleya parviflora* no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. Consideramos duas assinaturas espectrais (fenologia) para o treinamento e posterior classificação através do método *Random Forest*, sendo folha saudável (verde - primeiro modelo) e folha em senescência (amarelo - segundo modelo).

3. RESULTADOS

Ocorrência de fogo

Observamos a ocorrência de fogo anualmente ou bienalmente entre 2004 e 2023, com extensão espacial limitada, concentrado principalmente em áreas adjacentes ao local de estudo, em uma porção mais baixa e próxima ao Córrego Acampamento (630 m de distância das parcelas de estudo). Imagens de satélite mostraram um processo contínuo de adensamento lenhoso, já bem avançado em 2024, confirmado por visualização *in situ*. No entanto, esses eventos de fogo só atingiram nossas parcelas de estudo em 2005, 2010 e 2017, o que significa um intervalo de fogo que variou de cinco a sete anos (**Figura 2**).

Fire events from 2002 to 2024 vs woody encroachment in wetland

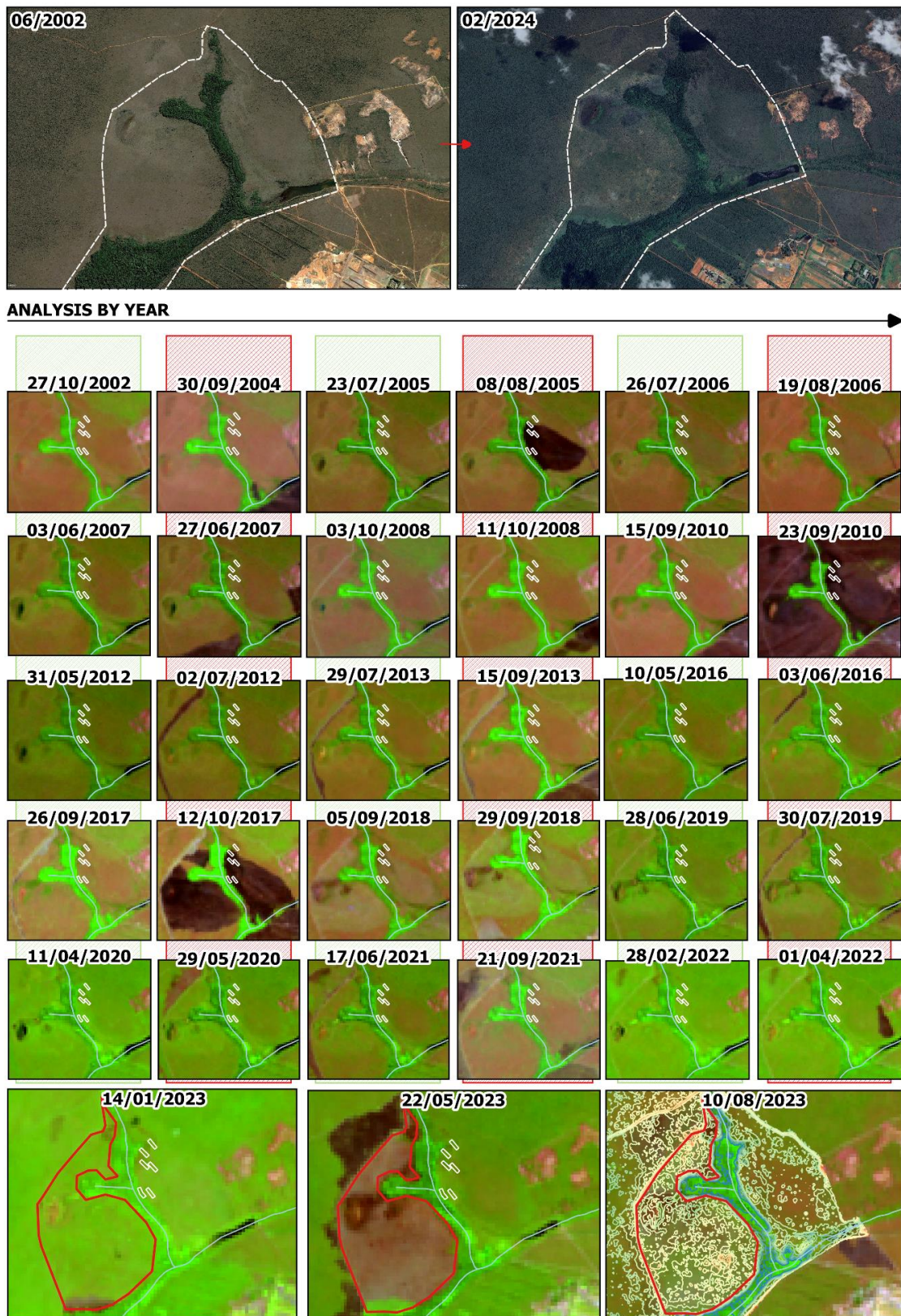


Figura 2. Análise histórica da ocorrência de fogo entre 2002 e 2023 na região de estudo e área adjacente circundante no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. A barra em verde indica

imagens pré-fogo e sua respectiva data, enquanto as barras em vermelho são imagens com a cicatriz do fogo e sua extensão territorial. O polígono vermelho nas imagens de 2023 representa a extensão do Manejo Integrado do Fogo (MIF) realizado pelos gestores do parque, enquanto a última imagem do mesmo ano representa o gradiente altitudinal da paisagem.

Precipitação e temperatura

Entre 2013 e 2024, a precipitação total anual variou de 996.60 mm em 2023 a 2.018,0 mm em 2021 (**Tabela 3**). Em 2024, a precipitação anual totalizou 1.398,60 mm, com um período seco com duração aproximada de 150 dias.

Tabela 3. Os valores de temperatura e precipitação entre 2013 e 2024 foram obtidos por meio da estação automática de Brasília-DF [A001], operante desde 6 de maio de 2000. Os valores calculados para sazonalidade consideraram os meses de maio a setembro (estação seca) e de outubro a abril (estação chuvosa).

Year	Days with precipitation in the year	Total year precipitation (mm)	Average yearly temperature (°C)	Dry season		Wet season	
				Total precip (mm)	Mean temp (°C)	Total precip (mm)	Mean temp (°C)
2013	136	1.595,0	21.26	85.40	20.72	1.509,60	21.65
2014	127	1.474,8	21.37	31.40	20.74	1.443,40	21.82
2015	135	1.072,6	21.98	63.60	20.94	1.009,00	22.72
2016	114	1.140,8	22.05	73.40	21.58	1.067,40	22.38
2017	117	1.291,8	21.45	74.20	20.38	1.217,60	22.22
2018	131	1.668,6	21.24	72.20	20.66	1.596,40	21.65
2019	120	1.394,0	21.95	86.60	21.08	1.307,40	22.58
2020	125	1.585,0	21.35	59.00	20.34	1.526,00	22.08
2021	123	2.018,0	21.22	49.00	20.68	1.969,00	21.61

2022	105	1.361,0	21.25	55.00	20.50	1.306,00	21.78
2023	118	996,60	21.96	98.20	21.04	898,40	22.62
2024	123	1.398,60	21.97	0	21.40	1.398,60	22.38

Cota altimétrica e caracterização físico-química do solo

As parcelas variam de 1.098 m (norte) a 1.074 m (sul), totalizando 24 m de declive (**Figura 3-A**), com uma influência do relevo na parcela três, sendo mais alta em comparação com as demais parcelas localizadas na zona do meio.

O pH, a densidade do solo (DS), teores de argila e a umidade do solo (SM) aumentaram com a profundidade. Por outro lado, as concentrações de nutrientes do solo, a acidez potencial (H^+Al^{3+}), capacidade de troca catiônica (t), areia, silte e temperatura do solo (TS) diminuem com a profundidade. A saturação por bases (V) aumentou com a profundidade nas parcelas zero e 2, mas apresentou um padrão oposto nas parcelas 1 e 4 (**Tabela no material suplementar**).

Não houve diferença significativa no teor de silte entre as parcelas na camada superficial. Portanto, a diferença granulométrica entre as parcelas se baseia entre os grãos de argila e areia. Nas camadas superficiais, a parcela zero e três são mais argilosas (média = $46.05 \pm 4.15\%$) que as parcelas 1, 2 e 4 (média = $30.60 \pm 13.22\%$) (p-adj = 0.03; 0.0005; 0.01). Enquanto que a parcela 2 é a mais arenosa ($69.74 \pm 15.49\%$), se diferenciando da parcela zero e 3 (p-adj = 0.001; 0.02, respectivamente). Em camadas profundas, não há diferença significativa na granulometria, com predominância dos grãos de argila. A densidade aparente foi maior na parcela 3 ($0.83 \pm 0.05 \text{ g/cm}^3$) do que na parcela 4 ($0.64 \pm 0.12 \text{ g/cm}^3$) (p-adj = 0.007) (**Figura 3-B**).

A temperatura superficial (0-10 cm), coletada no período chuvoso, diferiu entre as parcelas (mín. = 20 °C; máx. = 23 °C). A parcela zero ($22.96 \pm 0.64 \text{ °C}$) e 2 ($22.64 \pm 0.59 \text{ °C}$), mais quentes, diferiu da parcela 1 ($21.58 \pm 0.34 \text{ °C}$) e 4 ($20.85 \pm 0.53 \text{ °C}$) (p-adj < 0.01) e a parcela 3 ($22.17 \pm 0.57 \text{ °C}$) diferiu da parcela 4 (p-adj < 0.01) (**Figura 3-C**). Para a profundidade de 90-100 cm, coletado no período seco (temporalmente), a parcela zero apresentou maiores temperaturas ($20.98 \pm 1.61 \text{ °C}$) que a parcela 2 ($19.83 \pm 1.14 \text{ °C}$) (p-adj = 0.02). A parcela 4 ($19.07 \pm 1.48 \text{ °C}$) foi a mais amena, diferindo das parcelas zero (p-adj = 0.00005), 1 ($20.53 \pm 1.40 \text{ °C}$) (p-adj = 0.01) e 3 ($20.44 \pm 1.33 \text{ °C}$) (p-adj = 0.006) (**Figura 3-D**).

A umidade superficial (0-10 cm), coletada no período chuvoso, diferiu entre as parcelas (mín. = 27%; máx. = 48%). A parcela zero ($27.57 \pm 3.74\%$), de menor umidade, diferiu das parcelas 1 ($47.89 \pm 11.29\%$), 2 ($48.18 \pm 14.59\%$) e 4 ($44.05 \pm 6.19\%$) (p-adj < 0.01) (**Figura 3-E**). A parcela 3 apresentou teor de umidade intermediário ($37.21 \pm 6.27\%$). Para a profundidade de 90-100 cm, coletado no período seco (temporalmente), as parcelas 2 e 4 apresentaram os maiores teores de umidade ($44.12 \pm 5.53\%$; $46.38 \pm 3.82\%$, respectivamente), ambas diferiram das parcelas zero ($35.29 \pm 5.47\%$) (p-adj < 0.001), 1 ($38.13 \pm 3.97\%$) (p-adj = 0.006) e 3 ($37.29 \pm 7.11\%$) (p-adj = 0.006) (**Figura 3-F**).

O pH do solo é ácido, apresentando menor acidez na parcela 4 ($5,45 \pm 0,53$) e maior acidez nas parcelas 2 e 3 (p-adj = 0.03; 0.006, respectivamente). A concentração de fósforo disponível foi maior na parcela 1 ($3.48 \pm 1.53 \text{ mg/dm}^3$), seguido da parcela 2 ($2.26 \pm 1.43 \text{ mg/dm}^3$), e diferiu das parcelas zero, 3 e 4 (média = $1.1 \pm 0.74 \text{ mg/dm}^3$) (p-adj < 0.001; < 0.001; 0.01, respectivamente). A concentração de fósforo remanescente foi menor na parcela 1 e 2 (média = $8.02 \pm 2.17 \text{ mg/L}$). A parcela 1 diferiu das parcelas zero, 3 e 4 (média = $12.21 \pm 2.16 \text{ mg/L}$) (p-adj = 0.0005; 0.0005; 0.02, respectivamente), e a parcela 2 diferiu das parcelas 3 e zero (p-adj = 0.006). A concentração de potássio foi menor na parcela 3 ($26.70 \pm 7.86 \text{ mg/dm}^3$), seguida da parcela 2 ($35.90 \pm 12.15 \text{ mg/dm}^3$), e diferiu das parcelas zero, 1 e 4 (média = $46.04 \pm 10.37 \text{ mg/dm}^3$) (p-adj = 0.001; 0.005; 0.01, respectivamente). A concentração de magnésio foi maior na parcela 4 ($0.49 \pm 0.44 \text{ cmolc/dm}^3$) e diferiu das parcelas 2 e 3 (média = $0.075 \pm 0.05 \text{ cmolc/dm}^3$) (p-adj = 0.01; < 0.001, respectivamente).

A acidez potencial foi significativamente menor na parcela zero e na parcela 3 (média = $10.42 \pm 1.92 \text{ cmolc/dm}^3$) do que na parcela 1 ($18.33 \pm 4.99 \text{ cmolc/dm}^3$) (p-adj = 0.001; 0.002, respectivamente) e na parcela 2 ($19.35 \pm 6.66 \text{ cmolc/dm}^3$) (p-adj = 0.007; 0.02, respectivamente). A CTC efetiva (cátions trocáveis = t) foi maior na parcela 1 ($2.26 \pm 0.62 \text{ cmolc/dm}^3$) do que na parcela 3 ($1.35 \pm 0.29 \text{ cmolc/dm}^3$) (p-adj = 0.001). A saturação por bases foi maior na parcela 4 ($9.77 \pm 8.30\%$) e diferiu das parcelas 1, 2 e 3 (média = $2.20 \pm 0.85\%$) (p-adj = 0.007; 0.001; 0.003, respectivamente). A parcela zero ($4.04 \pm 1.40\%$), diferiu da parcela 2 (p-adj = 0.03).

Cobertura vegetal

A cobertura relativa de formas de vida nas parcelas, em ordem decrescente, se deu da seguinte forma: graminoides (42%), arbustos (32%), solo exposto (12%), árvores (5%), ervas (4%), subarbustos (3%) e *Pteridium aquilinum* (2%) (**Figura 3-G**). Avaliamos a cobertura de

arbustos e gramíneas separadamente para identificar valores para *Trembleya parviflora* (Tp), *Baccharis tridentata* (Bt), *Baccharis dracunculifolia* (Bd), outros arbustos e gramíneas secas e verdes.

A parcela zero, localizada na parte mais alta do gradiente topográfico, apresentou a maior cobertura arbórea (14%), diferindo gradativamente nas parcelas 2, 3 e 4 (p-adj < 0.05), mas não da parcela 1 (6%). A parcela 1, com posição intermediária entre as parcelas zero e 2, diferiu das parcelas 3 (0.97%) (p-adj = 0.03) e 4 (0%) (p-adj = 0.003). A cobertura de Bd, subarbustos, gramíneas secas e ervas não diferiu entre as parcelas.

Para Tp, as diferenças foram entre as parcelas 2 (28%, maior valor) e 3 (0%) (p-adj = 0.0005), sem diferenças significativas entre as parcelas zero (12%), 1 (9%) e 4 (12%). A partir de observações realizadas *in situ*, percebemos que os indivíduos de *T. parviflora* possuem raízes mais superficiais e, os indivíduos mortos, perdem suas folhas formando uma camada de serrapilheira sobre o solo.

Para Bt, as diferenças foram entre as parcelas zero (1%) e 3 (21%) (p-adj = 0.002), parcela 1 (6%) e 3 (p-adj = 0.04) e 2 (3%) e 3 (p-adj = 0.024), sem diferença significativa entre a parcela 4 (7%). *Trembleya parviflora* (Tp) e *Baccharis tridentata* (Bt) estão distribuídos pelas parcelas, com predominância da Tp na parcela dois e Bt na parcela três.

Para outros arbustos, houve diferença entre as parcelas zero (15%) e 2 (6%) (p-adj = 0.008) e zero e 3 (p-adj = 0.04), sem diferença entre as parcelas 1 (13%) e 4 (8%). A cobertura de gramíneas verdes diferiu entre a parcela zero (5%) e a parcela 4 (21%, maior valor) (p-adj = 0.01) e entre as parcelas 2 (6%) e 4 (p-adj = 0.02), com maior cobertura de gramíneas verdes na Parcela 4 (20%). A cobertura de *Pteridium aquilinum* diferiu entre as parcelas 1 (9%, maior valor) e 3 (0%) (p-adj = 0.02) e 1 e 4 (0%) (p-adj = 0.02). A quantidade de solo exposto diferiu nas parcelas zero (19%) e 3 (9%) (p-adj = 0.02), zero e 4 (5%) (p-adj = 0.0006) e 2 (17%) e 4 (p-adj = 0.002).

Flutuação dos níveis de água

Ao longo dos sete meses de monitoramento, esperávamos coletar 210 medições piezométricas em cinco parcelas (com a remoção da parcela cinco). No entanto, não foi possível realizar as medições entre 15 e 20 de setembro de 2024, devido a focos de incêndio no Parque Nacional de Brasília. Apesar disso, o incêndio não afetou diretamente nossa área de estudo. Como resultado, registramos um total de 195 observações. Em maio de 2024 (final da estação chuvosa), dos 15 piezômetros instalados, seis apresentaram água, distribuídos nas parcelas 1, 2

e 4, e todos os piezômetros nas parcelas zero e 3 permaneceram secos durante toda a estação seca. As flutuações do nível d'água nas parcelas indicaram uma tendência geral de drenagem rápida dos níveis d'água, deixando o lençol freático abaixo de um metro de profundidade por mais tempo durante o período seco (**Figura 3-H**).

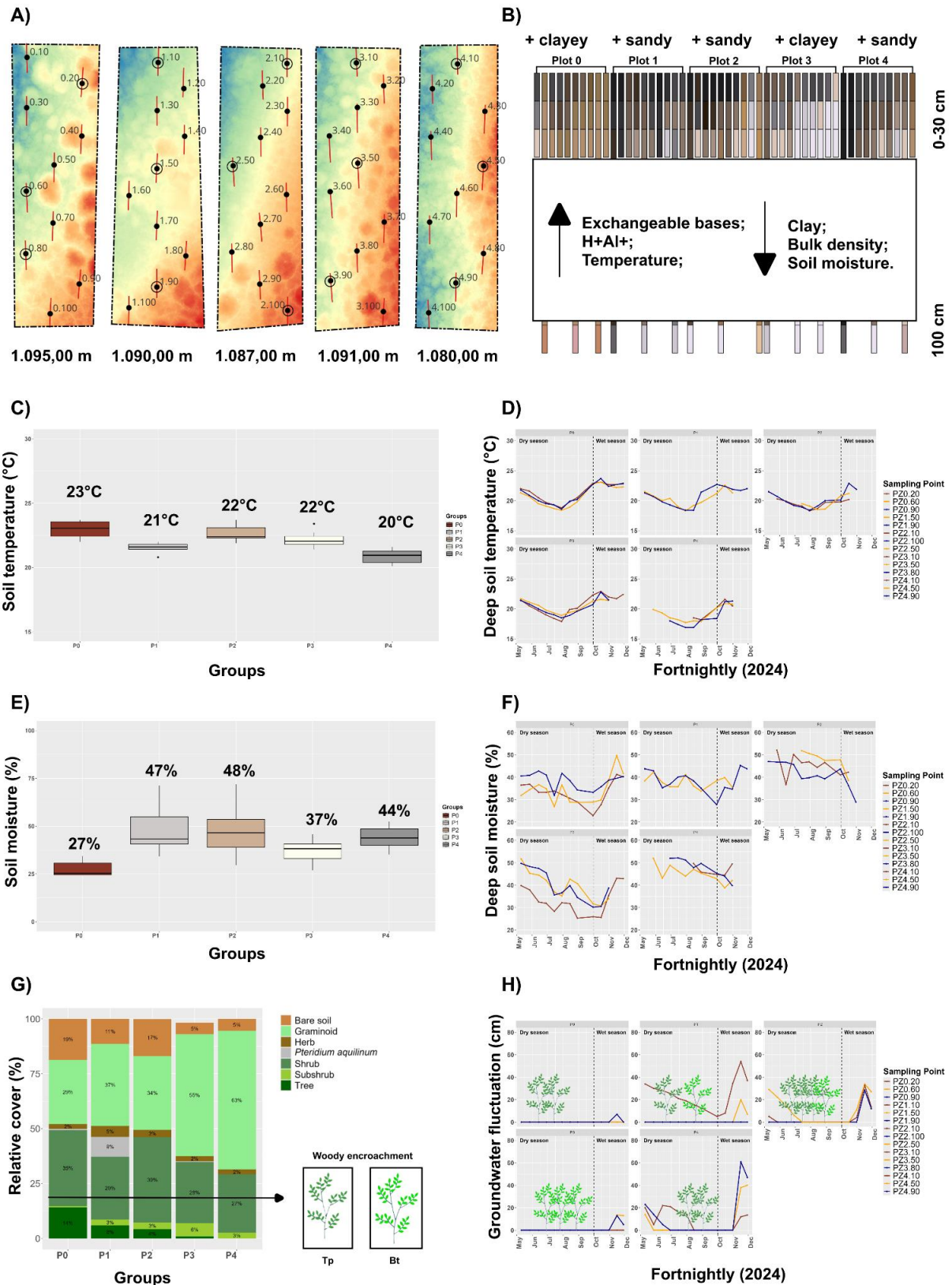


Figura 3. Caracterização ambiental da área de estudo, por parcela, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. A) Variação altimétrica, B) Coloração de Munsell e caracterização físico-química do solo em diferentes profundidades (0-30, 90-100 cm), C) Temperatura do solo a 0-

10 cm, D) Variação da temperatura do solo a 90-100 cm, E) Umidade do solo a 0-10 cm, F) Variação da umidade do solo a 90-100 cm G) Cobertura relativa das formas de vida e espécies-alvo e H) Flutuação dos níveis de água a 1 metro de profundidade ao longo de sete meses.

Análise de Ordenação Multivariada e Modelo Linear Misto

A análise da RDA apresentou uma variação explicada de 39%, indicando que a umidade do solo a 10 cm (Var = 0.018; p = 0.01), a concentração de fósforo disponível (Var = 0.014; p = 0.05), a acidez do solo (Var = 0.035; p = 0.01) e o solo exposto (Var = 0.023; p = 0.01) foram bons preditores da cobertura vegetal (RDA1: F = 0.014; RDA2: F = 0.039; p = 0.01). O solo exposto foi considerado um preditor, pois pode indicar espaços vazios que podem favorecer a ocupação e competição entre espécies de plantas (**Figura 4-A**).

A análise de componentes principais (PCA) apresentou uma variação explicada de 66%. As variáveis edáficas exploratórias selecionadas apresentaram os seguintes coeficientes para PC1 e PC2, respectivamente: solo exposto (0.141; 0.690), densidade aparente do solo (0.333; -0.477), magnésio trocável (-0.541; -0.028), pH (-0.466; -0.184), capacidade efetiva de troca catiônica (-0.421; 0.407) e temperatura a 10 cm (0.425; 0.308). Apenas PC2 apresentou significância para *Trembleya parviflora* (p < 0.001) e *Baccharis tridentata* (p = 0.05), onde as variáveis são as mesmas, com padrões opostos de distribuição de adensamento lenhoso, com *Trembleya parviflora* sendo mais representativa (**Figura 4-B**).

Das 195 observações da variação dos níveis de água, 135 foram no período seco e 60 no período chuvoso. Nesta análise, utilizamos as medições do período seco, incluindo a cobertura de *T. parviflora* e a umidade do solo a 90-100 cm como variável resposta dos níveis de flutuação de água (efeito fixo), com o efeito aleatório da altitude.

O primeiro modelo, de *Trembleya parviflora* como variável resposta, sugere que a proporção da variância explicada pela altitude tem um impacto considerável no intercepto entre diferentes altitudes (Var = 1.19 ± 1.09). A variabilidade dos resíduos dentro de cada altitude é pequena comparada à variação entre altitudes (Var = 0.02 ± 0.16). O maior valor de intercepto está em uma altitude intermediária-baixa (-0.604 (normalizado); Intercepto = 2.29). Também há um valor alto em altitude mais elevada (1.586 (normalizado); Intercepto = 1.43), sugerindo que a relação não é linear, com picos de cobertura em faixas altitudinais mais baixas, associadas a condições locais de maior disponibilidade de água no solo (R^2 marginal = 1.4%; R^2

condicional = 97.8%).

O segundo modelo, de umidade do solo em profundidade (90-100 cm), sugere que a proporção da variância explicada pela altitude tem uma diferença média de umidade, mas é relativamente pequena comparada à variação residual ($\text{Var} = 0.11 \pm 0.34$). A variabilidade dos resíduos dentro de cada altitude é moderada ($\text{Var} = 0.18 \pm 0.43$). Esse resultado é esperado, pois quanto mais alto o nível do lençol freático, maior umidade em camadas ascendentes próximas. Diferente do modelo da *T. parviflora*, a cota piezométrica explica uma grande parte da variação de umidade, sugerindo que a relação água–umidade são mais consistentes em toda a área (R^2 marginal = 64.3%; R^2 condicional = 78.2%) (**Figura 4-C**).

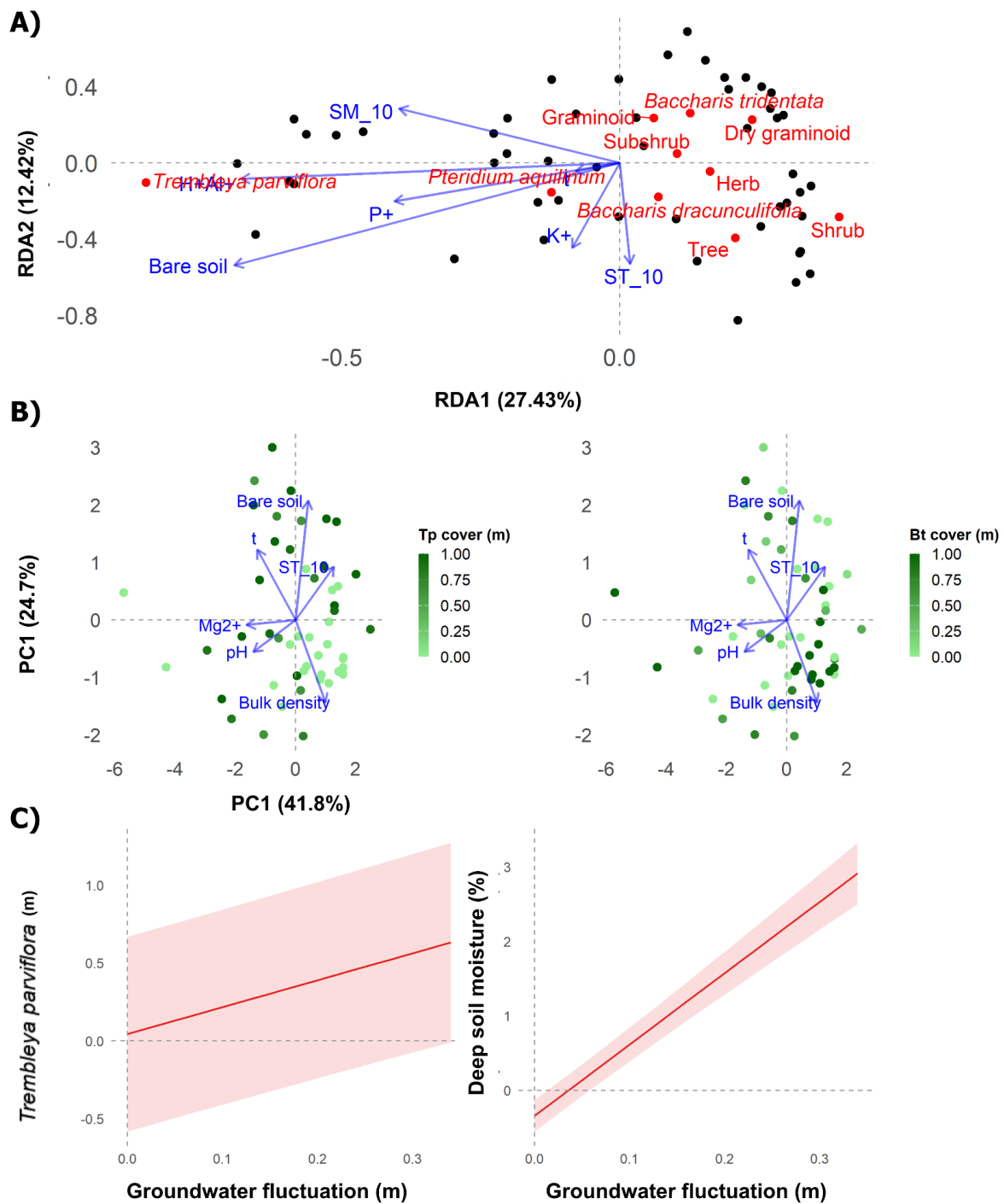


Figura 4. Análise estatística da área de estudo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. A) A análise de RDA tem uma variação explicada de 39% (RDA1: $F = 0.014$; RDA2: $F = 0.039$), indicando que a concentração de fósforo disponível (Var = 0.014; $p = 0.05$), acidez do solo (Var = 0.035; $p = 0.01$) e solo exposto (Var = 0.023; $p = 0.01$) foram bons preditores da cobertura vegetal. B) A análise de PCA tem uma variação explicada de 66%, indicando que o solo exposto (PC2 = 0.690), densidade aparente do solo (PC2 = -0.477) e a capacidade efetiva de troca

catiônica (PC2 = 0.407) são preditores da diferença por espécie do adensamento lenhoso, com significância para *Trembleya parviflora* de $p < 0.001$ e *Baccharis tridentata* de $p = 0.05$. C) LMM para a cobertura de *Trembleya parviflora* e umidade do solo a 90-100 cm como variável resposta da flutuação dos níveis de água (efeito fixo) utilizando a altitude como efeito aleatório (Modelo Tp: R^2 marginal = 1.4%; R^2 condicional = 97.8%; Modelo umidade: R^2 marginal = 64.3%; R^2 condicional = 78.2%).

Assinatura espectral e classificação de imagens

A refletância foliar diferiu significativamente entre as fenologias (teste Wilcoxon Rank Sum, $p = 0.0312$, teste Kolmogorov-Smirnov, valor de $p < 0.001$). As folhas das espécies apresentam espectros diferentes dependendo de sua fenologia. As folhas verdes apresentam baixa refletância em 400-500 nm e pico em 550 nm (clorofila), enquanto as folhas amarelas refletem mais entre 500-600 nm (carotenoides). Após 700 nm, ambos aumentam, com um platô entre 800-1300 nm. As folhas verdes apresentam maior absorção em 1.450 e 1.950 nm, indicando mais água em sua estrutura (**Figura 5-A**). O modelo de classificação *Random Forest* para as folhas verdes resultou em 99% de precisão e 99% de kappa no treinamento e 94% de precisão e 91% de kappa na validação. Para a folha senescente, o modelo obteve 99% de precisão e 99% de kappa no treinamento e 95% de precisão e 92% de kappa na validação (**Figura 5-B**) (**material suplementar**).

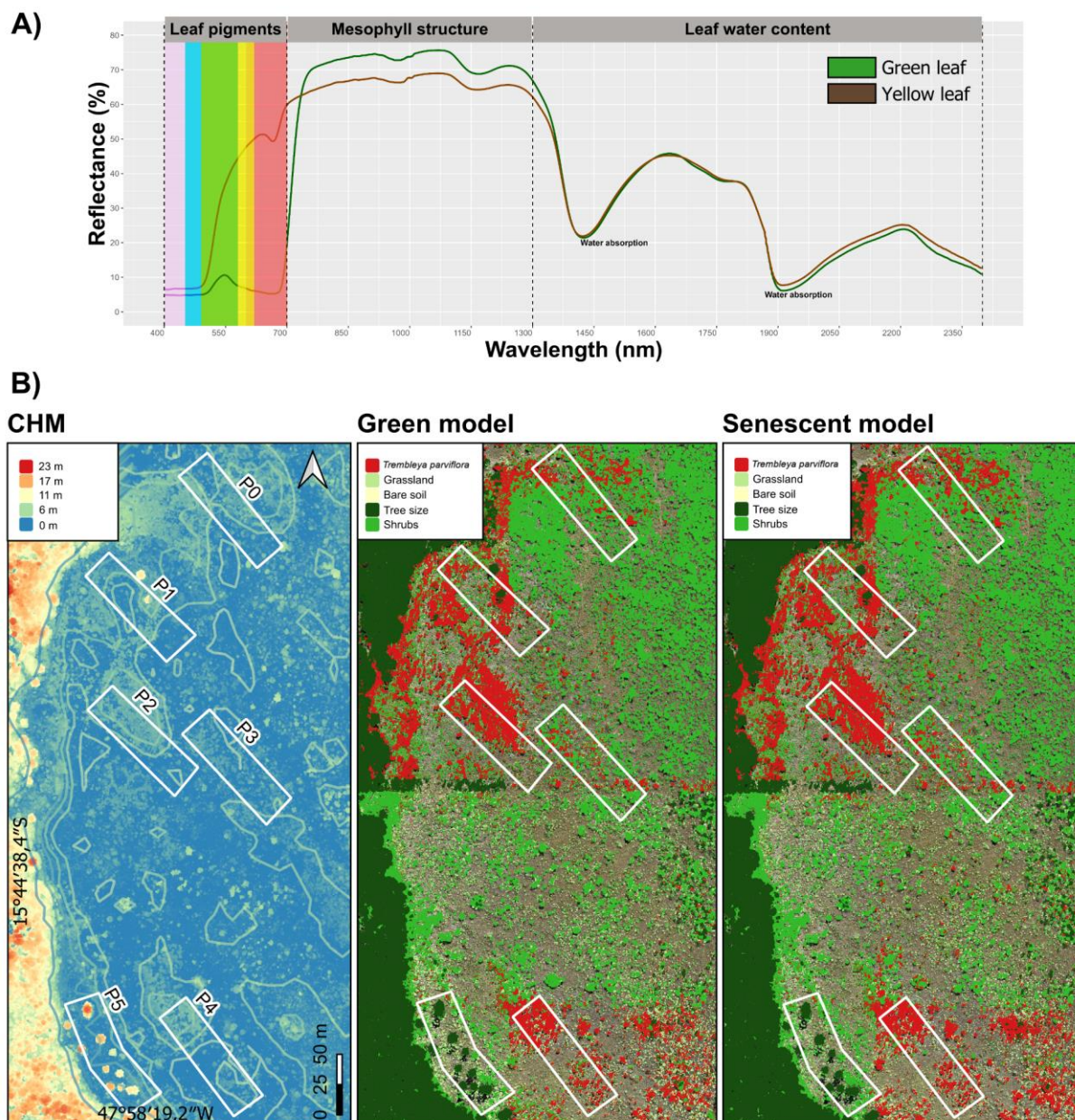


Figura 5. Assinatura espectral em diferentes fenologias e classificação do adensamento lenhoso por *Trembleya parviflora* no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. A) Assinatura espectral de *Trembleya parviflora* em folhas verdes e amarelas com associações funcionais e estruturais da folha, onde a folha saudável é representada pela cor verde e a folha em senescência pela cor marrom. B) Modelo de altura do dossel (*em inglês*, “CHM”), seguido pela imagem de classificação, utilizando o método *Random Forest*, do modelo verde e senescente nas parcelas de estudo (hmin = 50 cm), distribuídas em cinco classes: 1 – *Trembleya parviflora*, 2 – Graminóides, 3 – Solo exposto, 4 – Porte arbóreo e 5 – Arbusto. A área de *Mauritia flexuosa* foi demarcada para identificar onde se inicia a zona de fundo (parcela cinco que foi retirada).

4. DISCUSSÃO

Precipitação, temperatura, fogo e adensamento lenhoso

Os dados climáticos não tiveram resultados significativos para as variáveis selecionadas de precipitação e temperatura regional, entretanto, estudos mostram tendências de seca extrema no Brasil, com mais dias sem chuva entre os anos no Distrito Federal (ANA, 2021; INMET, 2024). Esse cenário de mudanças climáticas infere uma possível alteração no funcionamento ecossistêmico quanto a capacidade de regulação hídrica das áreas úmidas, pois mais dias sem chuva, permite um tempo maior de drenagem dessas áreas. Enquanto que uma maior intensidade de precipitação no período chuvoso, pode levar a uma menor taxa de infiltração e maior taxa de escoamento superficial, prejudicando o abastecimento do lençol freático ao longo do tempo (Werner et al., 2013; Golden et al., 2014; de Oliveira Xavier et al., 2019; Durigan et al., 2022).

Apesar dos teores de umidade no período chuvoso serem em média de 40%, as cotas mais altas do relevo possuem umidade superficial inferior a 37%, nas quais são áreas que auxiliam na captação, armazenamento e abastecimento hídrico para cotas altitudinais mais baixas, indicando que as regiões mais baixas estão sendo afetadas pelo processo de drenagem.

Durante o período seco, a alta cobertura de gramíneas secas nas parcelas (cobertura = 32% de 42%) indica riscos para esta área úmida quanto ao distúrbio de fogo, visto que o Parque Nacional de Brasília sofre incêndios recorrentes.

O consumo de combustível pelo fogo nas formas abertas do Cerrado é alto, variando de 92% a 100% (Miranda et al., 2009). Apesar de áreas úmidas serem mais resistentes a esse distúrbio, perturbações ecológicas (como regimes de seca extrema com maior presença de gramíneas secas) aumentam a chance de propagação e a severidade do fogo, especialmente sob ação antrópica (Gomes et al., 2020). Apesar da rápida regeneração de gramíneas (70% no primeiro ano e 30% no segundo ano), o fogo influencia a relação de competição entre espécies vegetais e causa impactos negativos aos ecossistemas úmidos, como a redução da qualidade da água e do solo, empobrecimento de habitat e biodiversidade e alterações no ciclo de carbono (Miranda et al., 2009; Oliveira et al., 2022).

O fogo e seus impactos sobre espécies lenhosas do Cerrado são amplamente discutidos.

Indivíduos com altura superior a 1,5 m e diâmetro maior que 5 cm geralmente permanecem fora da zona de maior intensidade térmica (Miranda et al., 2009). *Trembleya parviflora* pode chegar até três metros de altura (Munhoz et al., 2011), onde em uma área já bem adensada com indivíduos adultos, pode apresentar maior probabilidade de sobrevivência a um evento de fogo, enquanto o estrato herbáceo é consumido em sua maior parte.

Estudos também indicam que, após um evento de fogo, seguido por intervalo de aproximadamente sete anos, a estrutura da vegetação lenhosa pode se recuperar (Machida, 2021). Nossa análise do histórico de fogo mostrou intervalos de cinco a sete anos na área das parcelas onde o adensamento de *Trembleya parviflora* é mais proeminente. Enquanto em áreas adjacentes, submetidas a eventos de fogo mais recorrentes, apresentou um maior adensamento lenhoso por *Baccharis tridentata* (observação *in situ*). Esses resultados sugerem que o uso do fogo como ferramenta de manejo em áreas úmidas do Cerrado pode ter eficácia limitada e caráter temporário, podendo implicar em riscos ecossistêmicos que podem não superar os potenciais benefícios desse manejo na vegetação de campos úmidos. Entretanto, maiores estudos são necessários para verificar essa hipótese, tanto em função da estrutura de *Trembleya parviflora* e *Baccharis tridentata* quanto pela viabilidade do banco de sementes no solo.

Solo e adensamento lenhoso

Os solos são distróficos e argilosos (35-60%) em maiores altitudes e mais arenosos em altitudes mais baixas, variando em umidade e temperatura, onde a zona de borda se encontra mais quente e menos úmida (zero e 3) e a zona de meio mais fria, passível de inundação sazonal (1, 2 e 4).

As parcelas mais úmidas apresentaram maior cobertura de grupos adaptados à inundação (gramíneas, ervas, subarbustos) enquanto as parcelas menos úmidas apresentaram maior cobertura de árvores, com os arbustos distribuídos ao longo de todas as parcelas, sendo que *Trembleya parviflora* possui um padrão agrupado, mesmo que amplamente distribuída.

A presença de *Trembleya parviflora* está fortemente associada à solos ácidos (19.35 ± 6.66 cmolc/dm³), solos expostos (17%) e com maior teor de fósforo (2.26 ± 1.43 mg/dm³), o que indica sua adaptação a ambientes ácidos e seu potencial para acúmulo de alumínio, como outras espécies da família Melastomataceae (Jansen et al., 2002; Campos et al., 2014) e rápido crescimento (Embrapa, 2008). Por outro lado, a parcela 3, com maior cobertura por gramíneas e *Baccharis tridentata* (57% e 21%, respectivamente), apresentou menor acidez (10.46 ± 1.59

cmolc/dm³), solo exposto (9%) e teor de fósforo (0.92 ± 0.48 mg/dm).

A cobertura de *Trembleya parviflora* e *Baccharis tridentata* não está fortemente relacionada ao pH e ao Mg²⁺ do solo (PC1), mas está relacionada ao solo exposto, à densidade aparente e à CTC efetiva (PC2). *T. parviflora* predomina em solos de menor densidade aparente (0.55 ± 0.25 g/cm³), solos mais descobertos e com maior CTC efetiva (1.82 ± 0.52 cmolc/dm³), enquanto *B. tridentata* predomina em fragmentos de solos de maior densidade aparente (0.83 ± 0.05 g/cm³), cobertos e menor CTC efetiva (1.35 ± 0.29 cmolc/dm³).

O comportamento de nicho oposto sugere um feedback positivo entre essas espécies lenhosas. O estudo de Mazzochini et al. (2024), demonstrou que efeitos isolados de espécies nativas no sucesso da invasão podem variar, desde a facilitação até a competição, onde esse efeito facilitador, é atribuído ao rápido crescimento e subsequente morte, que incorpora matéria orgânica morta ao solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes e favorecendo o estabelecimento de espécies oportunistas.

Pteridium aquilinum teve maior cobertura na parcela 1, que possui altas concentrações de potássio (46.20 ± 11.17 mg/dm³) e acidez do solo (18.33 ± 4.99 cmolc/dm³), esse padrão está em consonância com os achados de Amouzgar et al. (2020), que cita, que áreas degradadas são frequentemente colonizadas por *P. aquilinum*, e sua colonização gera uma camada profunda de serapilheira com um amplo sistema de rizomas que inibem a colonização por outras espécies. Ainda, áreas colonizadas pelo gênero *Pteridium*, devem ser cautelosamente manejadas com fogo, visto que esse gênero possui resistência (óleo em sua estrutura que o protege do fogo) e rápida resposta de crescimento (quebra de dormência de semente) pós evento de fogo, podendo levar a outro desequilíbrio das relações ecológicas vegetais (Mendonça Filho et. al., 2022; Alexandre et al., 2024).

Lençol freático e adensamento lenhoso

Embora o nível de água no solo do Cerrado geralmente atinja o pico entre abril e maio (Manziona, 2018), em 2024 a drenagem começou já em abril, sugerindo um avanço no processo de drenagem da área úmida. Assim como Ramos et al. (2014), encontramos que o lençol freático raso, pode ser um fator limitante à ocorrência de espécies arbóreas, servindo como um filtro ambiental que auxilia na modulação da distribuição das formas de vida.

Nossos achados sugerem que *Trembleya parviflora* possui adaptação a altas umidades no solo, entretanto, áreas que permanecem com o lençol freático raso por mais tempo (parcela

1), possui menor cobertura desta espécie.

Segundo um experimento controlado em laboratório, *Trembleya parviflora* apresenta plasticidade hídrica, tolerando variações na umidade do solo, mas com alta mortalidade em inundações prolongadas (oito meses até a base), sugerindo que o alagamento contínuo pode impedir seu adensamento (Giotto et al., 2022).

Classificação de imagem e adensamento lenhoso por *Trembleya parviflora*

Desenvolvemos uma ferramenta de classificação para a detecção precoce de *Trembleya parviflora* com precisão superior a 94%, sendo o modelo utilizando folhas senescentes 1% mais preciso. No entanto, estudos anteriores também mostraram bons resultados para os gêneros *Trembleya* e *Baccharis* (Precisão do Usuário > 90%), apenas com métricas espectrais e RGB, sem a necessidade de LiDAR (Costa et al., 2023). Considerando seu alto custo financeiro e computacional, o uso do LiDAR não se justifica neste caso, embora seja útil para estimar a biomassa e monitorar o processo de adensamento nesta região.

5. CONCLUSÃO

Uma interação complexa de fatores ambientais impulsionam o processo de adensamento lenhoso por *Trembleya parviflora* nos campos úmidos do Cerrado no Parque Nacional de Brasília. Nossos resultados destacam que *Trembleya parviflora* prospera em solos ácidos e expostos, com menor densidade aparente e com maior capacidade efetiva de troca catiônica e disponibilidade de fósforo, enquanto *Baccharis tridentata* possui nicho ecológico oposto, o que facilita sua disseminação. *Trembleya parviflora* pode começar a crescer em solos com alto teor de umidade e prosperar em áreas que permanecem sob o efeito de drenagem hídrica mais prolongado. A redução do lençol freático, agravada por mudanças na distribuição de precipitação e o distúrbio de fogo recorrente, pode favorecer o adensamento lenhoso. Estes eventos reduzem ainda mais o aporte hídrico, ameaçando a resiliência das comunidades nativas e os processos ecossistêmicos de campo úmidos, principalmente em sua função de sumidouro de carbono.

A alta cobertura de gramíneas secas, o processo de adensamento lenhoso e a ocorrência da espécie *Pteridium aquilinum* reforça a vulnerabilidade desses campos úmidos às mudanças ambientais (Pivello et al., 2021; Mendonça Filho et al., 2022). Como sugestão de manejo e a

fim de preservar a integridade ecológica dos campos úmidos do Cerrado, estratégias de restauração hidrológica podem ser implementadas através de pequenas barragens. Estudos mostram que a introdução de barragens pode aumentar a umidade do solo e favorecer a presença de graminóides nativos (Kreyling et al., 2021; He et al., 2024). A integração de dados de campo com técnicas de sensoriamento remoto se mostrou eficaz para o monitoramento desse processo. Este estudo ressalta a urgência de estratégias efetivas de conservação para proteger os campos úmidos do Cerrado diante das mudanças ambientais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acharya, B. S., Kharel, G., Zou, C. B., Wilcox, B. P., & Halihan, T. (2018). Woody plant encroachment impacts on groundwater recharge: A review. In *Water (Switzerland)* (Vol. 10, Issue 10). MDPI AG. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10101466>
2. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2021). *Atlas irrigação : uso da água na agricultura irrigada*. ANA. Available at: https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/atlas-irrigacao_2-ed.pdf/view
3. Alexandre, O. :, Sampaio, B., Amaral De Oliveira, J., & Verdi, M. (2024). *GUIA DE PRÁTICAS DE MANEJO E RESTAURAÇÃO DE MATAS INUNDÁVEIS E VEREDAS*. Available at: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://cncflora.jbrj.gov.br/Guia_de_praticas_de_manejo_e_restauracao_de_matas_inundaveis_e_veredas_2024_WEB.pdf>
4. Amorim, P. K., & Batalha, M. A. (2007). Soil-vegetation relationships in hyperseasonal cerrado, seasonal cerrado, and wet grassland in Emas National Park (central Brazil). *Acta Oecologica*, 32(3), 319–327. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.06.003>
5. Amouzgar, L., Ghorbani, J., Shokri, M., Marrs, R. H., & Alday, J. G. (2020). Pteridium aquilinum performance is driven by climate, soil and land-use in Southwest Asia. *Folia Geobotanica*, 55(4), 301–314. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12224-020-09383-3>
6. Assis, A. C. C., Coelho, R. M., da Pinheiro, E. S., & Durigan, G. (2011). Water availability determines the physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. *Plant Ecology*, 212(7), 1135–1147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9893-8>
7. Barney, J. N., Tekiela, D. R., Barrios-Garcia, M. N., Dimarco, R. D., Hufbauer, R. A., Leipzig-Scott, P., Nuñez, M. A., Pauchard, A., Pyšek, P., Vítková, M., & Maxwell, B. D. (2015). Global Invader Impact Network (GIIN): Toward standardized evaluation of the ecological impacts of invasive plants. *Ecology and Evolution*, 5(14), 2878–2889. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.1551>
8. Bijos, N. R., da Silva, D. P., & Munhoz, C. B. R. (2023). Soil texture and fertility determine the beta diversity of plant species in veredas in Central Brazil. *Plant and Soil*,

492(1–2), 241–259. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06168-3>

9. Budny, M. L., & Benschoter, B. W. (2016). Shrub Encroachment Increases Transpiration Water Loss from a Subtropical Wetland. *Wetlands*, 36(4), 631–638. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0772-5>

10. Brosinsky A., Kuester T., S. Foerster, H. Kaufmann, K. Segl, L. Guanter (2019). Principles of imaging spectroscopy – Electromagnetic radiation and its interactions with earth surface materials. HYPERedu, EnMAP education initiative, German Centre for Geosciences GFZ; originally published October 2019, 2nd revision February 2023. Available at: <<https://eo-college.org/resource/principles-of-imaging-spectroscopy/>>

11. Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., ... Ha, M. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. IPCC, Geneva. DOI: <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

12. Camylla, P., Assis, R., Vilela, L. A. F., Aurélio, M., & Carneiro, C. (2017). Campos de murundus: gênese, paisagem, importância ambiental e impacto da agricultura nos atributos do solo. Available at: <https://www.researchgate.net/publication/280840716_CAMPOS_DE_MURUNDUS_GENESE_PAISAGEM_IMPORTANCIA_AMBIENTAL_E_IMPACTO_DA_AGRICULTURA_NOS_ATRIBUTOS_DOS_SOLOS>

13. Campos, N. V., Pereira, T. A. R., Machado, M. F., Guerra, M. B. B., Tolentino, G. S., Araújo, J. S., Rezende, M. Q., da Silva, M. C. N., & Schaefer, C. E. G. R. (2014). Evaluation of micro-energy dispersive X-ray fluorescence and histochemical tests for aluminium detection in plants from High Altitude Rocky Complexes, Southeast Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 86(1), 285–296. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201402012>

14. Campos, J. E. (2004). Hidrogeologia do Distrito Federal: Bases para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos, 41–48. Available at: <https://www.researchgate.net/publication/228642073_Hidrogeologia_do_Distrito_Federal_bases_para_a_gestao_dos_recursos_hidricos_subterraneos>

15. César, P., Guilherme, T., Donagemma, K., Fontana, A., Geraldês, W., Técnicos, T. E., De, M., De, M., & De Solo, A. (2017). *Manual de Métodos de Análise de Solo* (3a ed.). Available at: <<https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>>

16. Cho, D., Schwaida, S., Cicerelli, R., Almeida, T., Ramos, A. P., & Sano, E. E. (2021). Performance of the Random Forest Image Classification Algorithm for Land Use and Cover Mapping in the Brazilian Cerrado. *Anuário Do Instituto de Geociências*, 44. DOI: https://doi.org/10.11137/1982-3908_2021_44_37979
17. CODEPLAN. (2020). *Atlas do Distrito Federal*. Available at: <<https://www.codeplan.df.gov.br/atlas-do-distrito-federal-2020/>>
18. Costa, L. S., Sano, E. E., Ferreira, M. E., Munhoz, C. B. R., Costa, J. V. S., Rufino Alves Júnior, L., de Mello, T. R. B., & da Cunha Bustamante, M. M. M. (2023). Woody Plant Encroachment in a Seasonal Tropical Savanna: Lessons about Classifiers and Accuracy from UAV Images. *Remote Sensing*, 15(9), 2342. DOI: <https://doi.org/10.3390/RS15092342/S1>
19. Cordeiro, G. G. (2000). *EMBRAPA – Monitoramento do Lençol Freático de Áreas Irrigadas*. Available at: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/134093>>
20. Cunha & Junk. (2004). Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Applied Vegetation Science*. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00600.x>
21. Debnath, S., Paul, M., & Debnath, T. (2023). Applications of LiDAR in Agriculture and Future Research Directions. *Journal of Imaging*, 9(3). DOI: <https://doi.org/10.3390/jimaging9030057>
22. Dietrich, O. (2024). Effects of changed climatic conditions and water resources management on the water balance of a wet grassland site. *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung*, 68(6), 314–330. DOI: https://doi.org/10.5675/HyWa_2024.6_1
23. Durigan, G., Munhoz, C. B., Zakia, M. J. B., Oliveira, R. S., Pilon, N. A. L., Valle, R. S. T. do, Walter, B. M. T., Honda, E. A., & Pott, A. (2022). Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. In *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(3), 185–196. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.06.002>
24. Embrapa. (2008). *Relação entre os Solos e Fitofisionomias do Parque Nacional de Brasília*. Available at: <chrome-extension://efaidnbmninnibpcjpcglclefindmkaj/https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/572010/1/bolpd224.pdf>
25. Embrapa. (2024). Análise de solo: Procedimentos para coleta de amostras. *Laboratório de fertilidade do solo*. Available at: <chrome-

- extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.embrapa.br/documents/1354346/17477991/Amostragem+solo/9d72a599-d653-4a4a-9d40-d17657f1f8f0>
26. Eugênio, C. U. O., Munhoz, C. B. R., & FelfiLi, J. M. (2011). Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo de uma área de campo limpo úmido em Alto Paraíso de Goiás, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 25(2), 497–507. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000200025>
27. European Space Agency. (2025). *Sentinel-2 Mission*. Available at: <<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>>
28. Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., Kaplan, J. O., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Minayeva, T., Hugelius, G., Joosten, H., Barthelmes, A., Prigent, C., Aires, F., Hoyt, A. M., Davidson, N., Finlayson, C. M., Lehner, B., ... McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281–286. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>
29. Flora e Funga do Brasil. (2022). Available at: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/#CondicaoTaxonCP>>
30. Gallagher, N. B. (2024). *Savitzky-Golay Smoothing and Differentiation Filter*. DOI: [10.13140/RG.2.2.20339.50725](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20339.50725)
31. Giambelluca, T. W., Scholz, F. G., Bucci, S. J., Meinzer, F. C., Goldstein, G., Hoffmann, W. A., Franco, A. C., & Buchert, M. P. (2009). Evapotranspiration and energy balance of Brazilian savannas with contrasting tree density. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(8), 1365–1376. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2009.03.006>
32. Giotto, A. C., Eugênio, C. U. O. E., Munhoz, C. B. R., & Ribeiro, J. F. (2022). Vista do Desenvolvimento inicial de *Trembleya parviflora* sob diferentes condições hídricas e de serapilheira. DOI: [10.21826/2446-82312023v78e2023003](https://doi.org/10.21826/2446-82312023v78e2023003)
33. Giongo, M., Koehler, H. S., Machado, S. do A., Kirchner, F. F., & Marchetti, M. (2010). LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 30(63), 231–244. DOI: <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.231>
34. Gomes, L., Miranda, H. S., Silvério, D. V., & Bustamante, M. M. C. (2020). Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*, 458. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117804>
35. Gonçalves, P. H. de F. (2023). *Guia Prático: Criando Planilha de Monitoramento Para Piezômetros*. Available at: <<https://hotmart.com/pt-br/marketplace/produtos/guia->

pratico-criando-planilha-de-monitoramento-para-piezometros/C89719724R>

36. Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
37. Guaraldo, L. (2024). 81 % do desmatamento no Cerrado se concentrou em cinco bacias hidrográficas. Available at: <<https://ipam.org.br/81-do-desmatamento-no-cerrado-em-2023-foi-concentrado-em-cinco-bacias-hidrograficas/#:~:text=Em%202023%2C%2081%25%20do%20desmatamento,de%20373%20munic%C3%ADpios%20na%20regi%C3%A3o>>
38. Guaraldo, L., & Güths, M. (2023). Áreas úmidas do Cerrado garantem água, mas estão secando. Available at: <<https://ipam.org.br/areas-umidas-do-cerrado-garantem-agua-mas-estao-secando/>>
39. Golden, H. E., Lane, C. R., Amatya, D. M., Bandilla, K. W., Raanan Kiperwas, H., Knightes, C. D., & Ssegane, H. (2014). Hydrologic connectivity between geographically isolated wetlands and surface water systems: A review of select modeling methods. In *Environmental Modelling and Software* (Vol. 53, pp. 190–206). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.004>
40. Haralick, R. M., Shanmugam, K., & Dinstein, I. (1973). Textural Features for Image Classification. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*. Available at: <https://www.researchgate.net/publication/302341151_Textural_Features_for_Image_Classification>
41. He, T., Ding, W., Cheng, X., Cai, Y., Zhang, Y., Xia, H., Wang, X., Zhang, J., Zhang, K., & Zhang, Q. (2024). Meta-analysis shows the impacts of ecological restoration on greenhouse gas emissions. *Nature Communications*, 15(1). DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46991-5>
42. Heiden, G. *Baccharis in Flora e Funga do Brasil* (2025). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available at: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB5257>>
43. Instituto Nacional de Meteorologia. (2024). *Distrito Federal completa 150 dias sem chuvas*. INMET. Available at: <<https://portal.inmet.gov.br/noticias/distrito-federal-completa-150-dias-sem-chuvas>>
44. INMET/BDMEP. (2024). *INMET __ BDMEP*. Available at: <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>
45. Jansen, S., Watanabe, T., & Smets, E. (2002). Aluminium accumulation in leaves of 127 species in Melastomataceae, with comments on the order Myrtales. *Annals of Botany*,

- 90(1), 53–64. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcf142>
46. Jensen, J. R. (2007). *Remote Sensing of the Environment: A Perspective on Land Resources*. (2nd ed.).
47. Kiehl, E. J. (1979). *Manual de edafologia: relações solo-planta*.
48. Kinnebrew, E., Champlin, L. K., Galford, G. L., & Neill, C. (2020). *Woody plant encroachment into coastal grasslands: consequences for soil properties and plant diversity*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01687-6>
49. Khosravipour, A., Skidmore, A. K., Isenburg, M., Wang, T., & Hussin, Y. A. (2014). Generating pit-free canopy height models from airborne lidar. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 80(9), 863–872. DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.80.9.863>
50. Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W. J., Joosten, H., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., ... Jurasinski, G. (2021). Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12(1). DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25619-y>
51. Le Maitre, D. C., Gush, M. B., & Dzikiti, S. (2015). Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales. DOI: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv043>
52. Leite, M. de O., Ferreira, I. V., Abirached, C. F. de A., Castro, D. de M. P., Carvalho, S. F. de C., & Moura Diehl, L. (2023). *Minuta Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília*. Available at: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/parna-de-brasilia/arquivos/minuta_plano_manejo_pnb_v8_final.pdf>
53. Luo, S., Chen, J. M., Wang, C., Xi, X., Zeng, H., Peng, D., & Li, D. (2016). Effects of LiDAR point density, sampling size and height threshold on estimation accuracy of crop biophysical parameters. *Optics Express*, 24(11), 11578. DOI: <https://doi.org/10.1364/oe.24.011578>
54. Machado, P. L. O. de A. (2003). *Compactação do Solo e Crescimento de Plantas*. Available at: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/338323/1/doc562003compactacaosolo.pdf>>
55. Machida, W. S, Gomes, L., Moser, P., Castro, I. B, Miranda, S. C., Silva-Júnior, M.

- C., Bustamante, M. M. C. (2021). Long term post-fire recovery of woody plants in savannas of central Brazil. *Forest Ecology and Management*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119255>
56. Madsen, B., Treier, U. A., Zlinszky, A., Lucieer, A., & Normand, S. (2020). Detecting shrub encroachment in seminatural grasslands using UAS LiDAR. *Ecology and Evolution*, 10(11), 4876–4902. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.6240>
57. Manzione, R. L. (2018). Mapeamento das características dinâmicas do nível freático do Sistema Aquífero Bauru como instrumento de gestão de recursos hídricos. *Geologia USP. Série Científica*, 18(1), 227–240. DOI: <https://doi.org/10.11606/ISSN.2316-9095.V18-137819>
58. MapBiomias. (2024). *Mapbiomas - Platform v.9.0*. Available at: [<https://Brasil.Mapbiomas.Org/>](https://Brasil.Mapbiomas.Org/)
59. Mazzochini, G. G., Lira-Martins, D., de Barros, F. V., Oliveira, A. C. C., Xavier, R. O., Furtado, M. N., Verona, L. S., Viani, R. A. G., Rowland, L., & Oliveira, R. S. (2024). Effects of grass functional diversity on invasion success by exotic grasses in Cerrado grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 61(2), 271–280. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14561>
60. Mendonça Filho, S. F., Queiroz de Brito, G., Rodrigues de Melo Murta, J., & Salemi, L. F. (2022). Invasion in the riparian zone: What is the effect of *Pteridium arachnoideum* on topsoil permeability? *Acta Oecologica*, 117. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2022.103867>
61. Miranda Santos, F. F., & Munhoz, C. B. R. (2012). Diversidade de espécies herbáceo-arbustivas e zonação florística em uma vereda no Distrito Federal. *Heringeriana*, 6(2), 21–27. DOI: <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v6i2.27>
62. Miranda, H. S., Sato, M. N., Neto, W. N., & Aires, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna (pp. 427–449). DOI: [10.1007/978-3-540-77381-8_15](https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15)
63. Ministério do Meio Ambiente - MMA. (2021). *Sítios Ramsar brasileiros*. Available at: [<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/areas-umidas/sitios-ramsar-brasileiros/>](https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/areas-umidas/sitios-ramsar-brasileiros/)
64. Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernandez, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 11(1), 1–4. DOI: <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>
65. Moraes Novo, E. M. L. (2010). *Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações* (4th ed.).

66. Munhoz, C. B. R., Eugênio, C. U. O., & Oliveira, R. C. (2011). *Vereda – Guia de Campo*. (1st ed.).
67. Oliveira, U., Soares-Filho, B., Bustamante, M., Gomes, L., Ometto, J. P., & Rajão, R. (2022). Determinants of Fire Impact in the Brazilian Biomes. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.735017>
68. Oliveira Xavier, R., Leite, M. B., Dexter, K., & da Silva Matos, D. M. (2019). Differential effects of soil waterlogging on herbaceous and woody plant communities in a Neotropical savanna. *Oecologia*, 190(2), 471–483. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04423-y>
69. Pacifico & Fidanza. *Trembleya DC in Flora e Funga do Brasil* (2024). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available at: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br>>
70. Pires, M. de O., Ferreira, I. V., Abirached, C. F. de A., Castro, D. de M. P., Carvalho, S. F. de C., & Moura Diehl, L. (2023). *Minuta Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília*. Available at: <chrome-extension://efaidnbmninnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/parna-de-brasilia/arquivos/minuta_plano_manejo_pnb_v8_final.pdf>
71. Pivello, V. R., Vieira, I., Christianini, A. V., Ribeiro, D. B., da Silva Menezes, L., Berlinck, C. N., Melo, F. P. L., Marengo, J. A., Tornquist, C. G., Tomas, W. M., & Overbeck, G. E. (2021). Understanding Brazil’s catastrophic fires: Causes, consequences, and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(3), 233–255. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
72. Pivello, V. R., Vieira, M. V., Grombone-Guaratini, M. T., & Matos, D. M. S. (2018). Thinking about super-dominant populations of native species – Examples from Brazil. In *Perspectives in Ecology and Conservation* (Vol. 16, Issue 2, pp. 74–82). Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.04.001>
73. Ponzoni, F., Shimabukuro, Y., & Kuplich, T. (2012). *Sensoriamento Remoto da Vegetação*. (2nd ed.).
74. Ramos, M., Vinícius, V. ;, & Haridasan, M. ; (2014). Characterization of Soil and Phytosociological Structure of Chapada de Veredas Vegetation in Triângulo Mineiro. *Journal of Social*, 180–210. DOI: <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2014v3i2.p180-210>
75. Rede Cerrado. (2024). Defendemos o Cerrado porque ele é o nosso “berço das águas”! Available at: < <https://redecerrado.org.br/nossa-atuacao/defesa-do-cerrado/>>

76. Rezende de Ataíde, M. V., Barbosa Rodrigues, S., Rocha Silva, T., Silva Coelho, A. C., Wiederhecker, A., & Mascia Vieira, D. L. (2024). Monitoring invasive exotic grass species in ecological restoration areas of the Brazilian savanna using UAV images. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2024.101328>
77. Ribeiro, J. F., Machado, B., & Walter, T. (2008). *As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado*. Available at: <https://www.researchgate.net/publication/283072910_As_principais_fitofisionomias_do_bioma_Cerrado>
78. Rodrigues, A. A., Macedo, M. N., Silvério, D. V., Maracahipes, L., Coe, M. T., Brando, P. M., Shimbo, J. Z., Rajão, R., Soares-Filho, B., & Bustamante, M. M. C. (2022). Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. *Global Change Biology*, 28(22), 6807–6822. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16386>
79. Rosolen, V., Bueno, G. T., Mutema, M., Moreira, C. A., Junior, I. R. F., Nogueira, G., & Chaplot, V. (2019). On the link between soil hydromorphy and geomorphological development in the Cerrado (Brazil) wetlands. *Catena*, 176, 197–208. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.022>
80. Roussel, J.-R., Goodbody, T. R. H., & Tompalski, P. (2024). *The LidR package*. Available at: <<https://r-lidar.github.io/lidRbook/gnd.html>>
81. Santiago & Cintra. (2024). *LiDAR Processing Protocol – DJI Terra*. Available at: <<https://santiagoecintra.com.br/>>
82. Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90(3), 480–494. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00682.x>
83. Silva, C. A., Hudak, A. T., Vierling, L. A., Loudermilk, E. L., O'Brien, J. J., Hiers, J. K., Jack, S. B., Gonzalez-Benecke, C., Lee, H., Falkowski, M. J., & Khosravipour, A. (2016). Imputation of Individual Longleaf Pine (*Pinus palustris* Mill.) Tree Attributes from Field and LiDAR Data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(5), 554–573. DOI: <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1196582>
84. Sobral, L. F., Barretto, M., Silva, A. J., & Anjos, J. L. (2015). Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo. Available at: <<chrome-extension://efaidnbmninnibpcapjpcgclefindmkaj/https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1042994/1/Doc206.pdf>>

85. Soubry, I., & Guo, X. (2022). Quantifying Woody Plant Encroachment in Grasslands: A Review on Remote Sensing Approaches. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 48(3), 337–378. DOI: <https://doi.org/10.1080/07038992.2022.2039060>
86. Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17). DOI: <https://doi.org/10.3390/RS12172735>
87. de Souza, G. F., Ferreira, M. C., & Munhoz, C. B. R. (2022). Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study. *Applied Vegetation Science*, 25(3). <https://doi.org/10.1111/avsc.12668>
88. Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., De Scaramuzza, C. A. M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1(4). DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
89. Stevens, N., Lehmann, C. E. R., Murphy, B. P., & Durigan, G. (2017). Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global Change Biology*, 23(1), 235–244. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>
90. Trindade, V. L., Ferreira, M. C., Costa, L. S., Amaral, E. de J., Bustamante, M. M. da C., & Munhoz, C. B. R. (2024). The effect of woody encroachment on taxonomic and functional diversity and soil properties in Cerrado wetlands. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 316. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2024.152524>
91. Werner, B. A., Johnson, W. C., & Guntenspergen, G. R. (2013). Evidence for 20th-century climate warming and wetland drying in the North American Prairie Pothole Region. *Ecology and Evolution*, 3(10), 3471–3482. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.731>
92. Wilcox, B. P., Basant, S., Olariu, H., & Leite, P. A. M. (2022). Ecohydrological connectivity: A unifying framework for understanding how woody plant encroachment alters the water cycle in drylands. *Frontiers in Environmental Science*, 10. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.934535>

MATERIAL SUPLEMENTAR

● Cálculos utilizados no solo indeformado para obtenção de dados

A) Massa de água (g) = solo fresco – solo seco

B) Densidade aparente (gcm^{-3}) = massa solo seco/98.175

C) Umidade volumétrica (%) = massa de água/98.175*100

● Método de Bouyoucos (granulometria)

Método de Bouyoucos:

50g solo + NaOH 6% (10ml) + H₂O destilada (100 ml inicial) → 15 min de agitação → H₂O destilada até 1L

Determinação: 4 min e 2 h (densidade e temperatura):

A) Argila = $(D_{2h} + (0.36 * (T_{2h} - 20))) * 2$

B) Areia = $100 - 2 * (D_{4min} + 0.36 * (T_{4min} - 20))$

C) Silte = $100 - \text{argila} - \text{areia}$

Tabela das variáveis físico-químicas do solo. Valores médios e \pm desvio-padrão das amostragens de fertilidade, granulometria, densidade do solo, umidade e temperatura do solo a 0-10 cm, realizadas em coletas únicas e independentes com 50 observações no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, nos anos de 2023 e 2024, e suas respectivas significâncias em cinco parcelas. As variáveis do solo a 90-100 cm foram obtidas em 15 pontos amostrais.

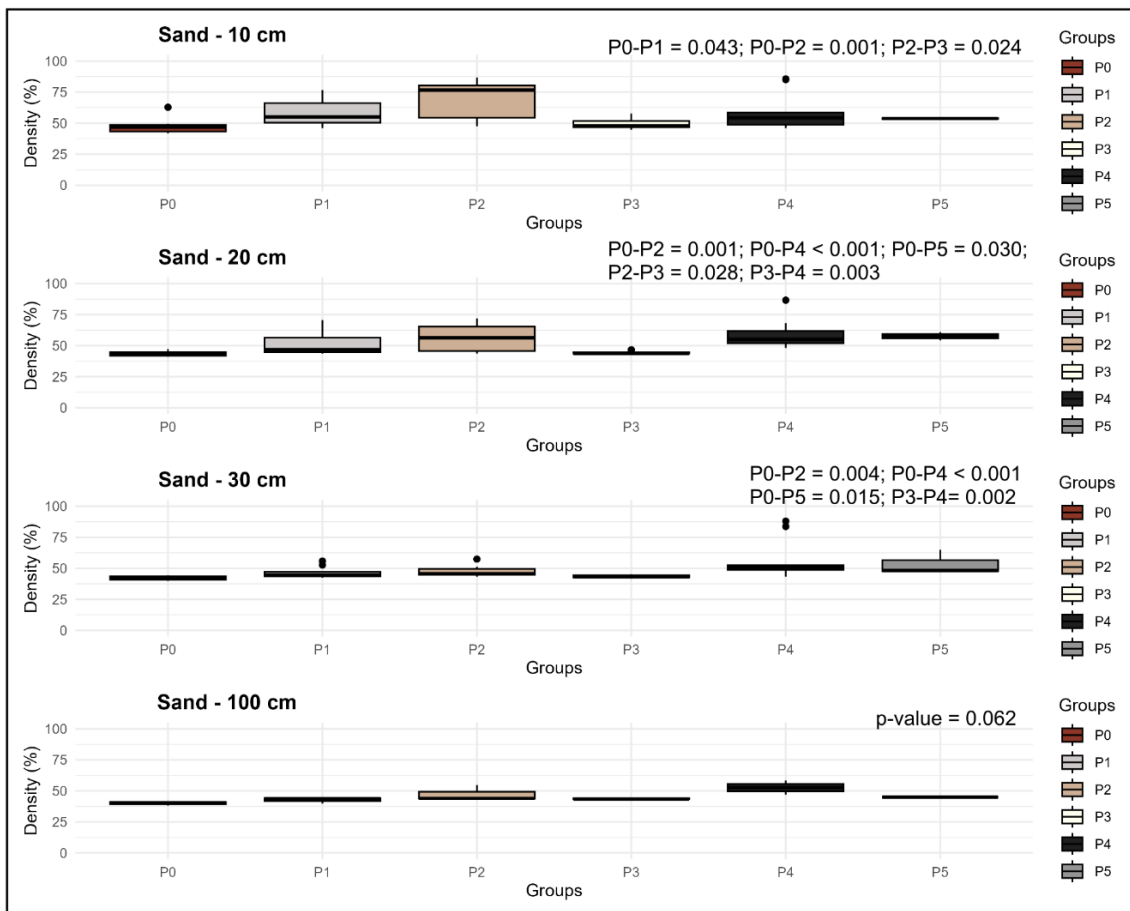
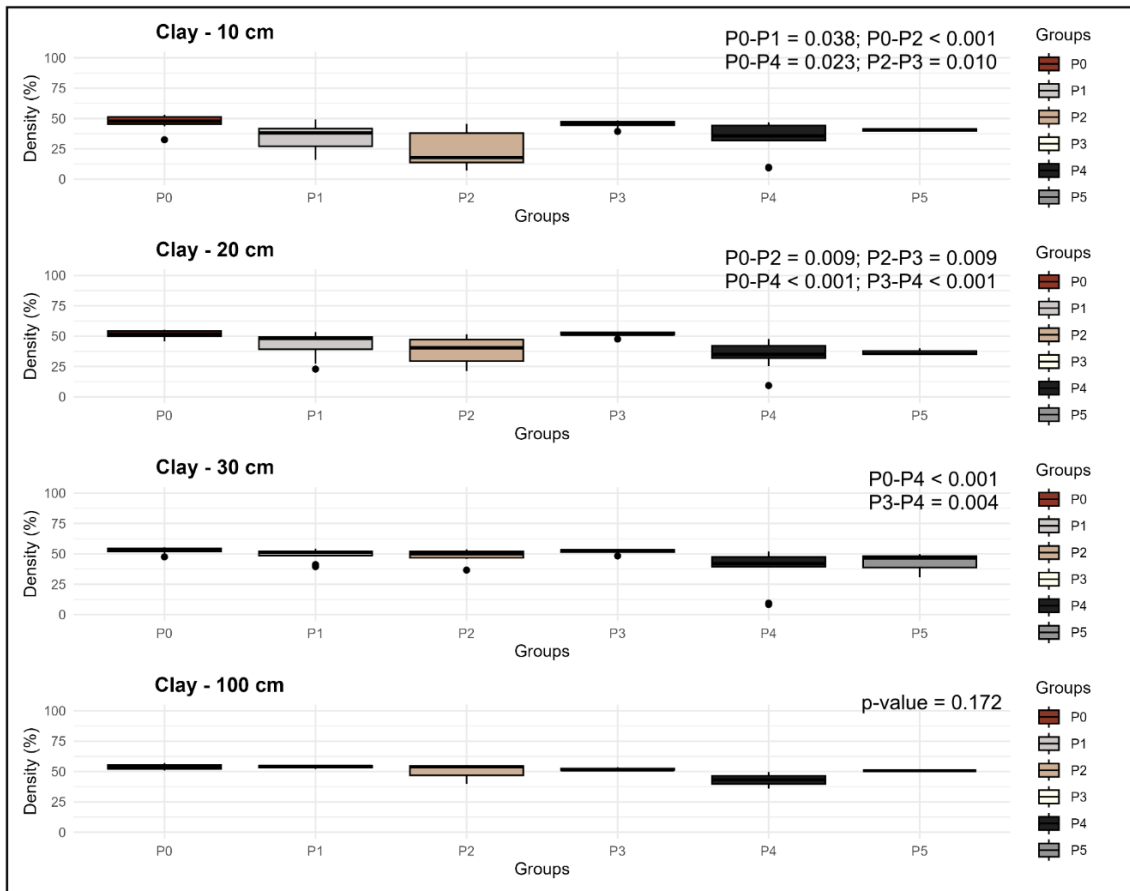
Plot	Depth	pH	P	K	Mg ²⁺	H ⁺ Al ³⁺	t	V	Prem	Sand	Silt	BD	SM	ST
P0	10 cm	4.78 ± 0.13	1.04 ± 0.62	47.30 ± 8.02	0.10 ± 0.03	10.39 ± 2.26	1.69 ± 0.51	4.04 ± 1.40	12.68 ± 1.89	47.29 ± 6.12	5.72 ± 1.24	0.81 ± 0.10	27.57 ± 3.74	22.96 ± 0.64
	100 cm	5.39 ± 0.09	0.03 ± 0.05	5.00 ± 0.00	0.01 ± 0.01	1.66 ± 0.32	0.14 ± 0.18	8.30 ± 11.17	2.56 ± 0.66	40.04 ± 1.76	6.14 ± 1.50	1.07 ± 0.03	35.29 ± 5.47	20.98 ± 1.61
P1	10 cm	4.81 ± 0.46	3.48 ± 1.53	46.20 ± 11.17	0.11 ± 0.05	18.33 ± 4.99	2.26 ± 0.62	2.35 ± 1.01	7.47 ± 1.91	58.67 ± 11.05	6.49 ± 1.38	0.66 ± 0.18	47.89 ± 11.29	21.58 ± 0.34
	100 cm	4.91 ± 0.21	0.10 ± 0.10	2.08 ± 2.08	0.01 ± 0.01	4.76 ± 1.12	0.46 ± 0.36	1.00 ± 0.30	7.10 ± 3.40	42.66 ± 2.51	3.33 ± 1.36	1.03 ± 0.21	38.13 ± 3.97	20.53 ± 1.40
P2	10 cm	4.81 ± 0.39	2.26 ± 1.43	35.90 ± 12.15	0.10 ± 0.08	19.35 ± 6.66	1.82 ± 0.52	2.05 ± 0.99	8.58 ± 2.43	69.74 ± 15.49	6.60 ± 2.72	0.55 ± 0.25	48.18 ± 14.59	22.64 ± 0.59
	100 cm	5.49 ± 0.10	0.00 ± 0.00	2.66 ± 0.57	0.00 ± 0.00	1.70 ± 0.43	0.05 ± 0.03	3.13 ± 1.58	1.36 ± 0.40	47.34 ± 6.35	2.96 ± 2.36	1.01 ± 0.05	44.12 ± 5.53	19.83 ± 1.14
P3	10 cm	4.68 ± 0.30	0.92 ± 0.48	26.70 ± 7.86	0.05 ± 0.02	10.46 ± 1.59	1.35 ± 0.29	2.22 ± 0.57	12.70 ± 2.06	49.14 ± 4.02	5.74 ± 2.16	0.83 ± 0.05	37.21 ± 6.27	22.17 ± 0.57
	100 cm	5.39 ± 0.26	0.00 ± 0.00	4.00 ± 2.64	0.01 ± 0.00	2.20 ± 1.81	0.07 ± 0.02	4.10 ± 1.57	1.36 ± 1.85	43.70 ± 0.86	4.21 ± 2.16	1.03 ± 0.09	37.29 ± 7.11	20.44 ± 1.33

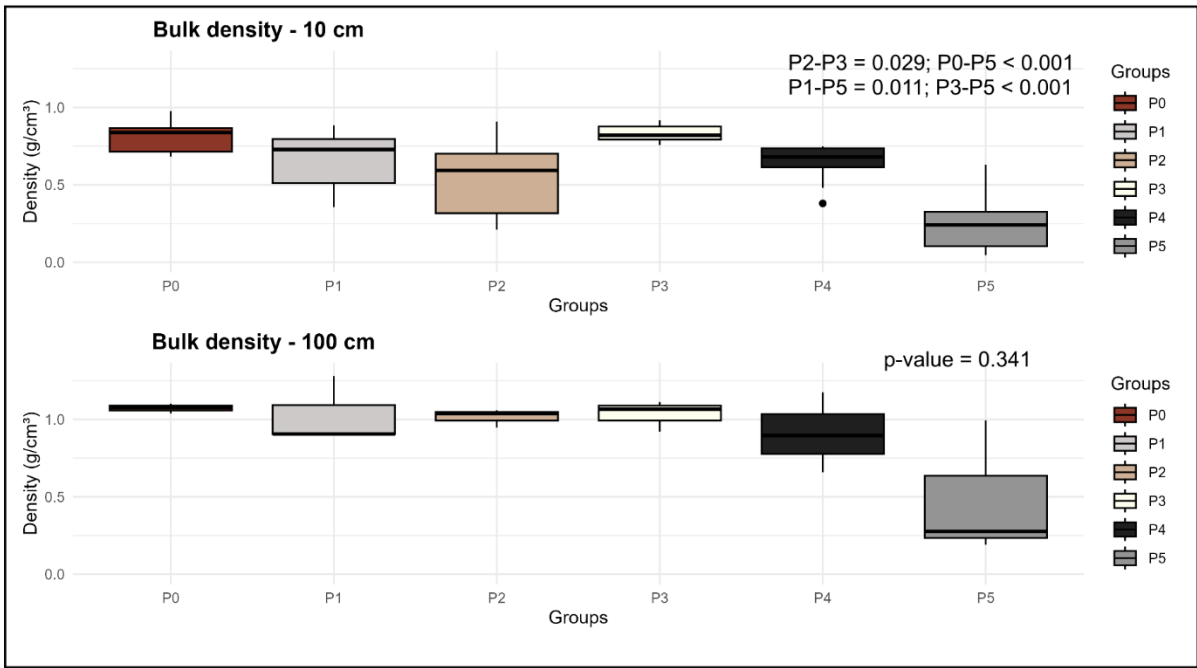
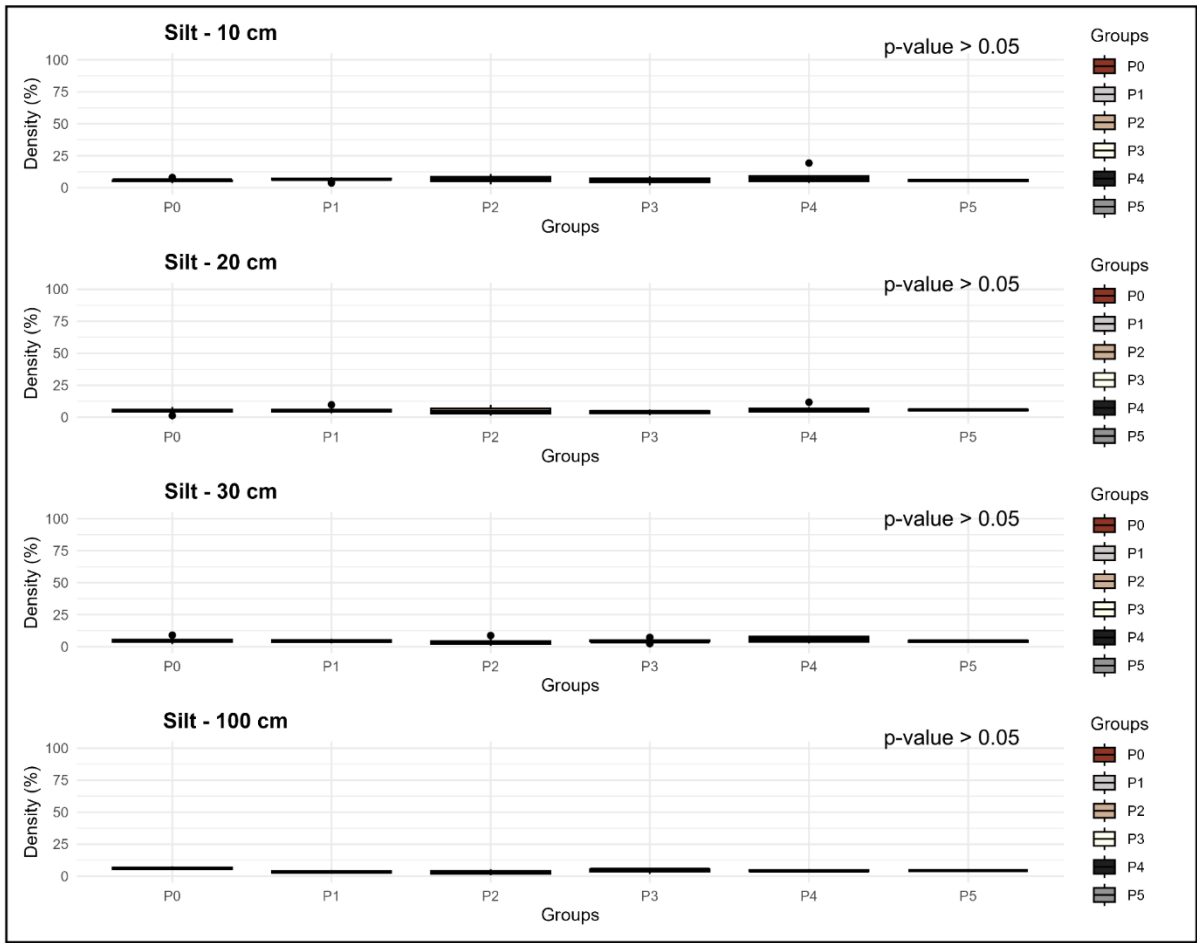
P4	10 cm	5.45 ± 0.53	1.41 ± 1.12	44.62 ± 11.93	0.49 ± 0.44	12.15 ± 4.08	1.95 ± 1.03	9.77 ± 8.30	11.27 ± 2.55	58.67 ± 14.67	8.02 ± 4.49	0.64 ± 0.12	44.05 ± 6.19	20.85 ± 0.53
	100 cm	5.58 ± 0.42	0.20 ± 0.34	18.66 ± 25.40	0.10 ± 0.05	6.36 ± 5.42	0.66 ± 0.50	13.70 ± 17.02	5.43 ± 3.58	52.65 ± 5.68	4.33 ± 1.17	0.90 ± 0.25	46.38 ± 3.82	19.07 ± 1.48

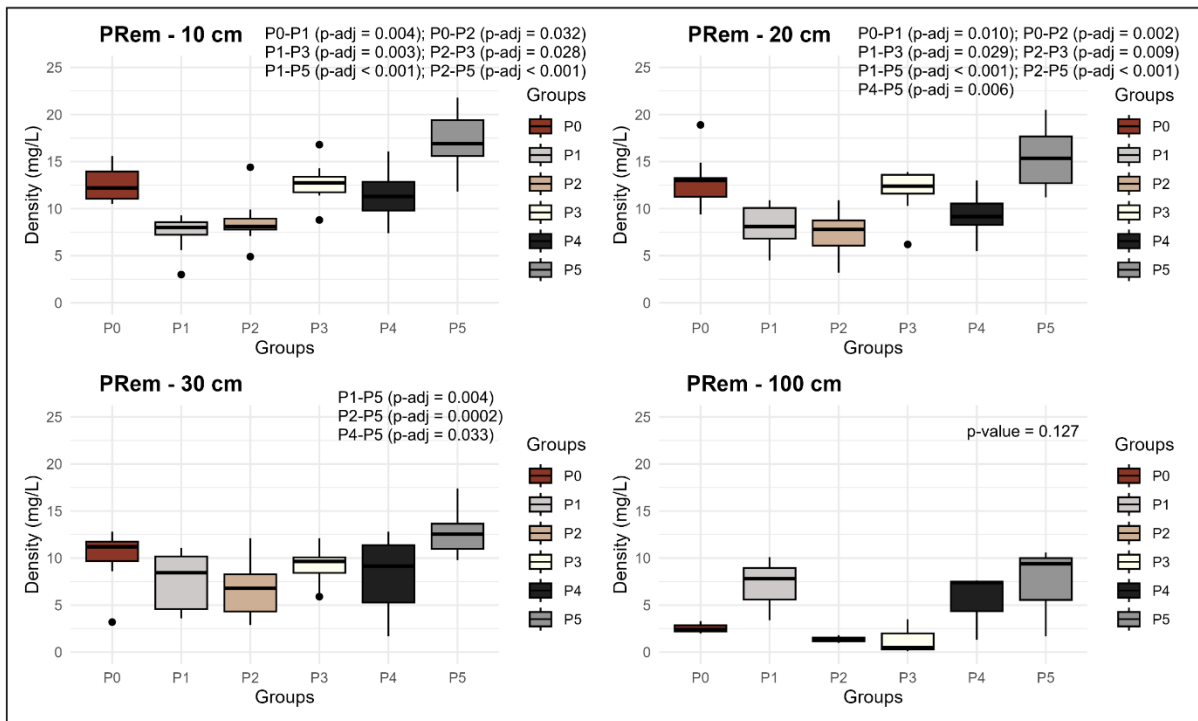
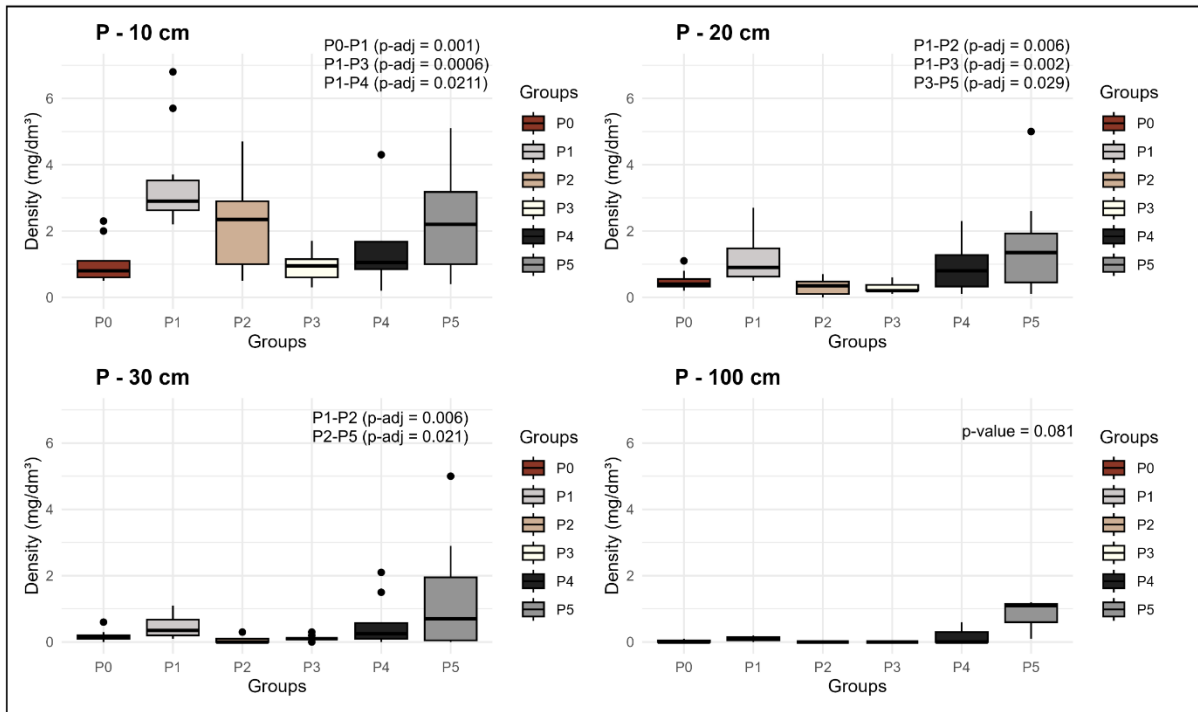
NOTE: P and K (mg/dm³) | Mg²⁺, H⁺Al³⁺ and t (cmolc/dm³) | V, Soil moisture, Sand and Silt (%) | Prem (mg/L) | Bulk Density (g/cm³) | Soil temperature (°C)

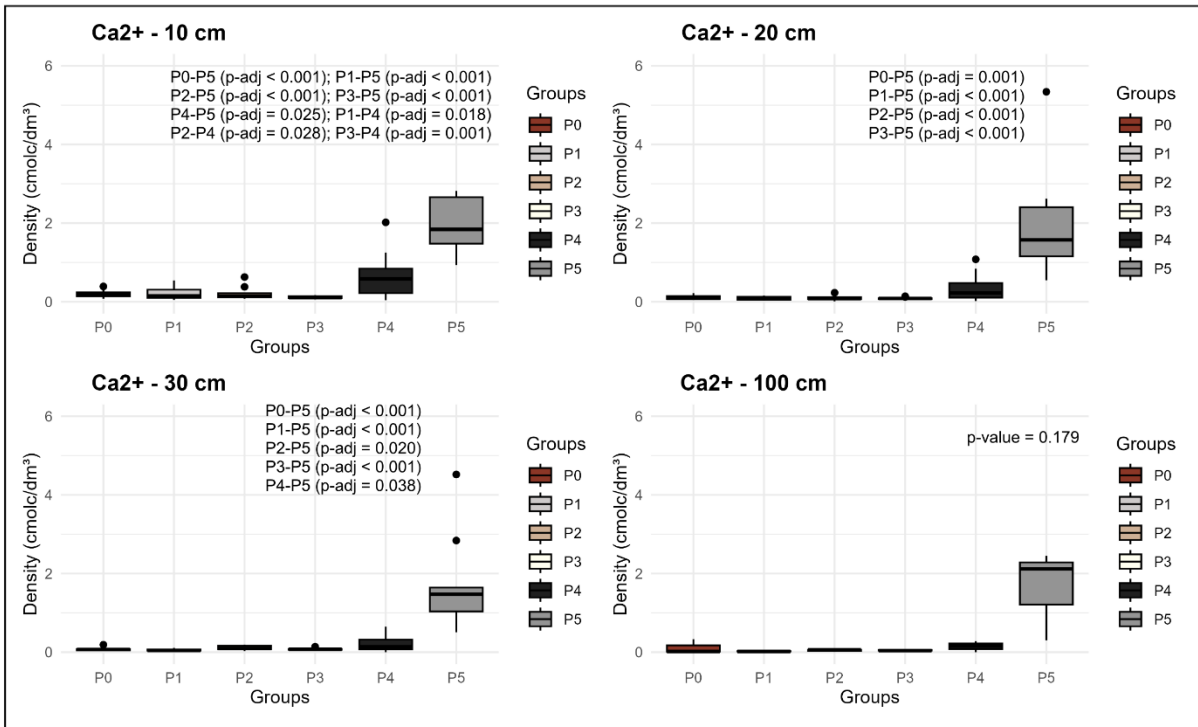
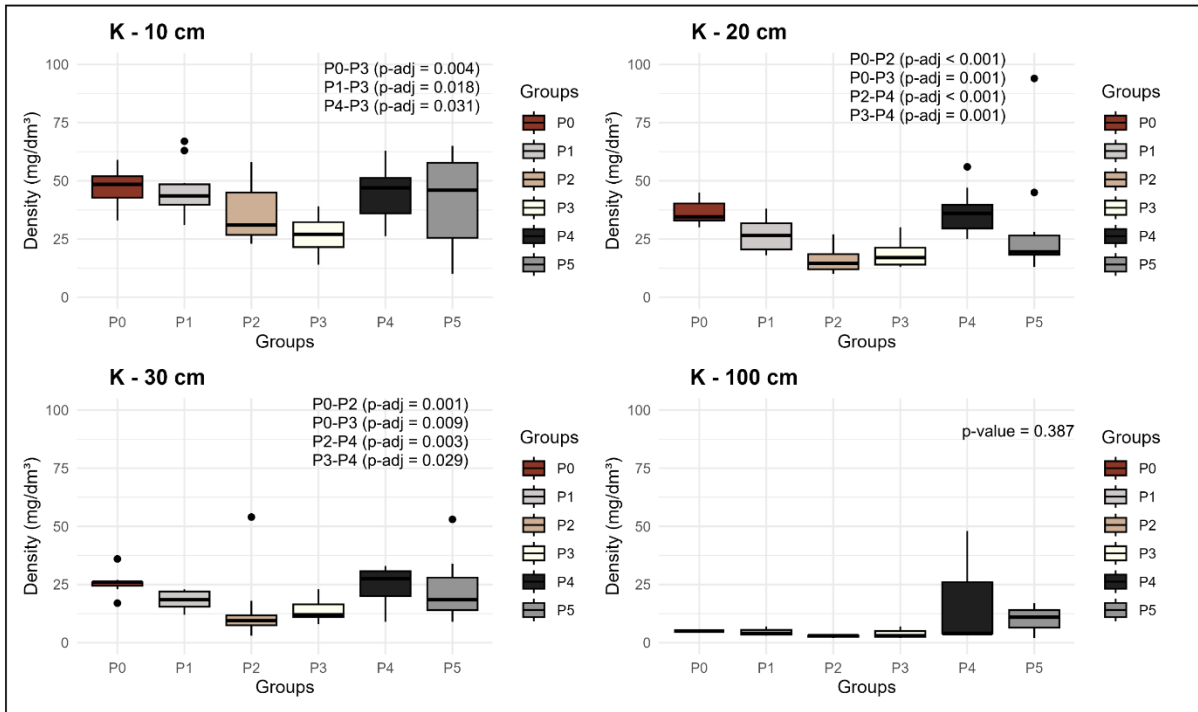
Soil significance at 10 cm: *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001		P1	P2	P3	P4
P0	SM_10*** ST_10** P*** H ⁺ Al ³⁺ *** Prem*** Sand*	SM_10*** H ⁺ Al ³⁺ *** V* Prem** Sand***		K***	SM_10*** ST_10***
P1				P*** K** H ⁺ Al ³⁺ ** t* Prem***	P* V** Prem*
P2	ST_10*			H ⁺ Al ³⁺ * Prem** Sand*	ST_10*** pH* Mg ²⁺ * V***
P3					ST_10** pH** K* Mg ²⁺ *** V** BD**

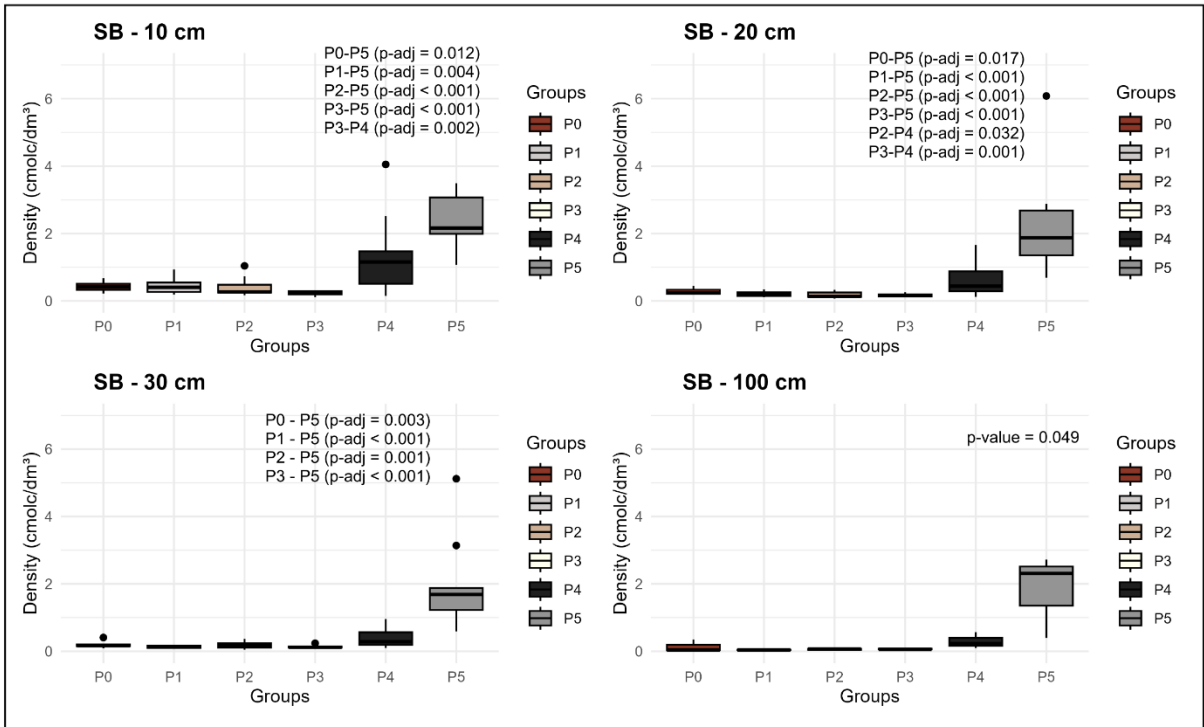
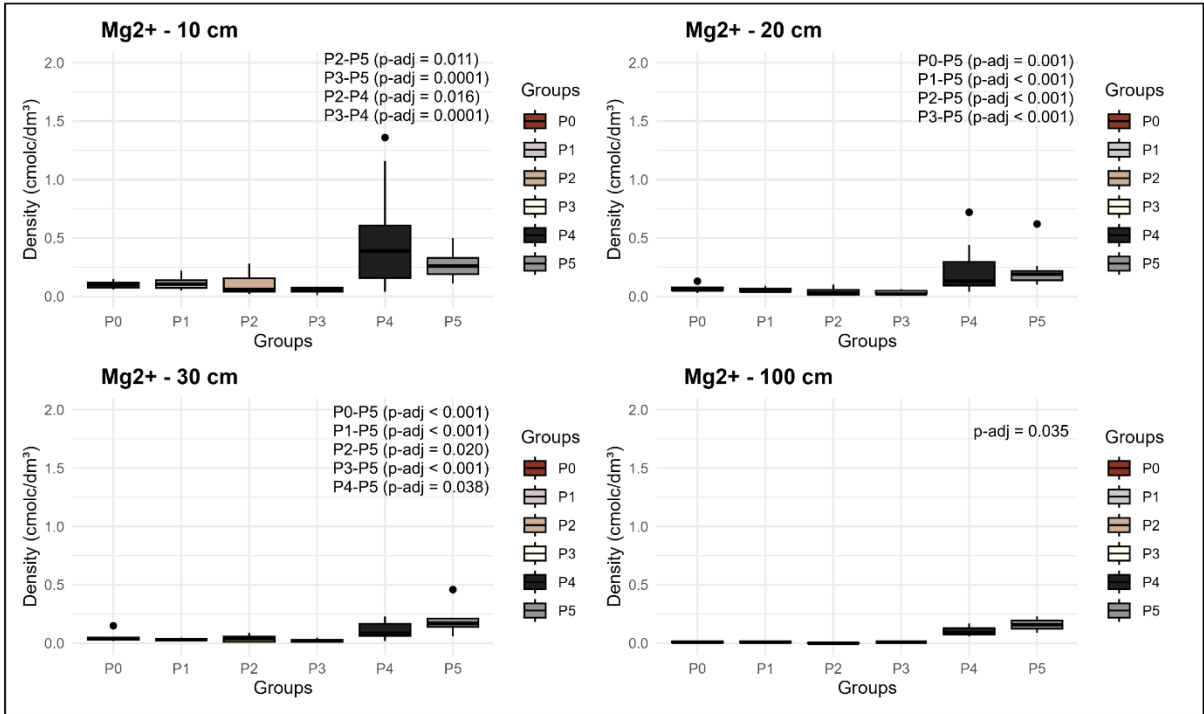
- **Análise estatística descritiva com a Parcela 5**

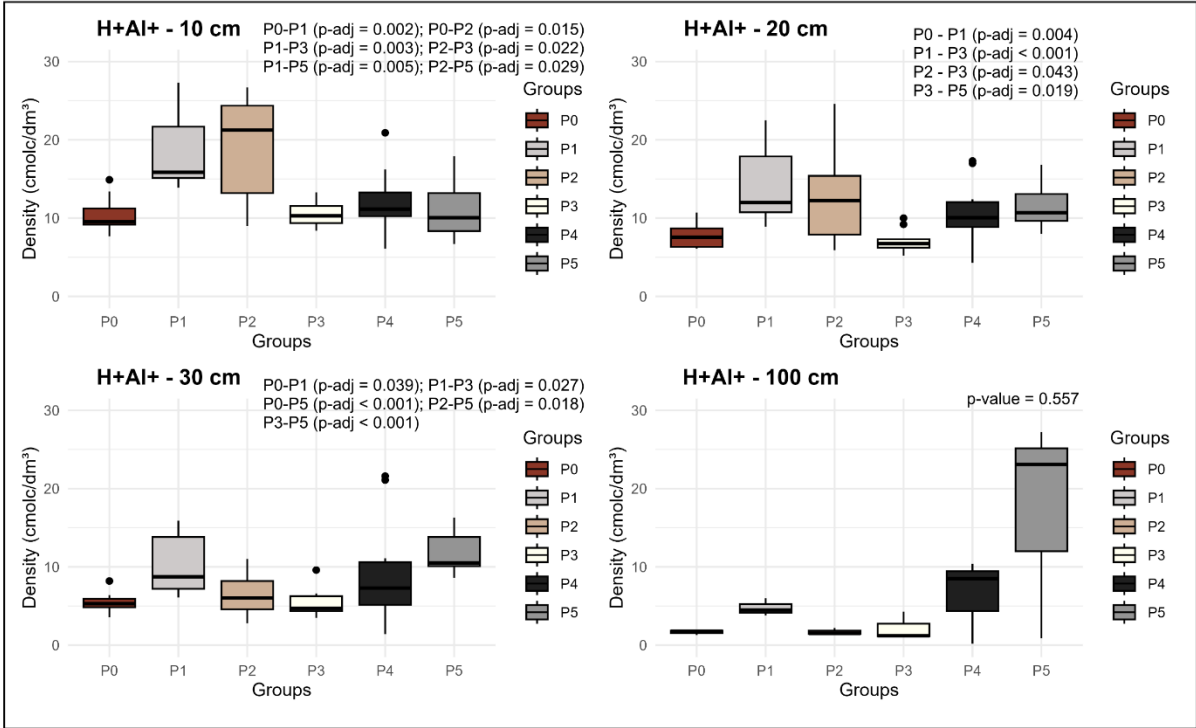
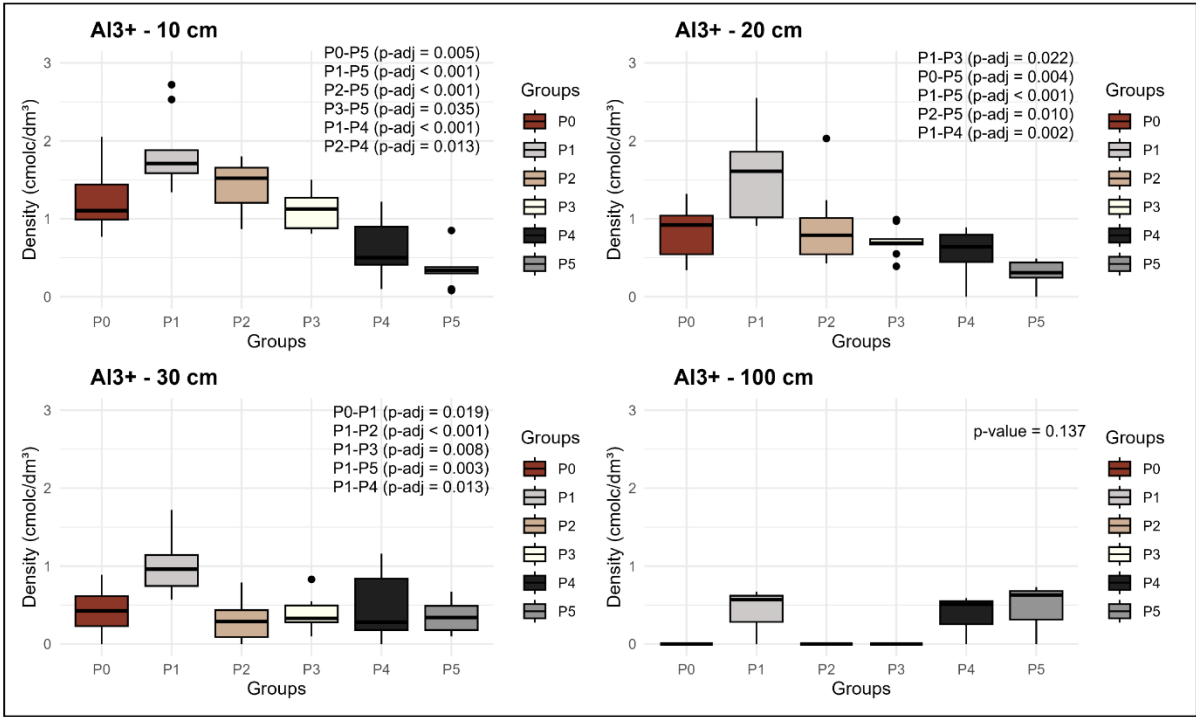


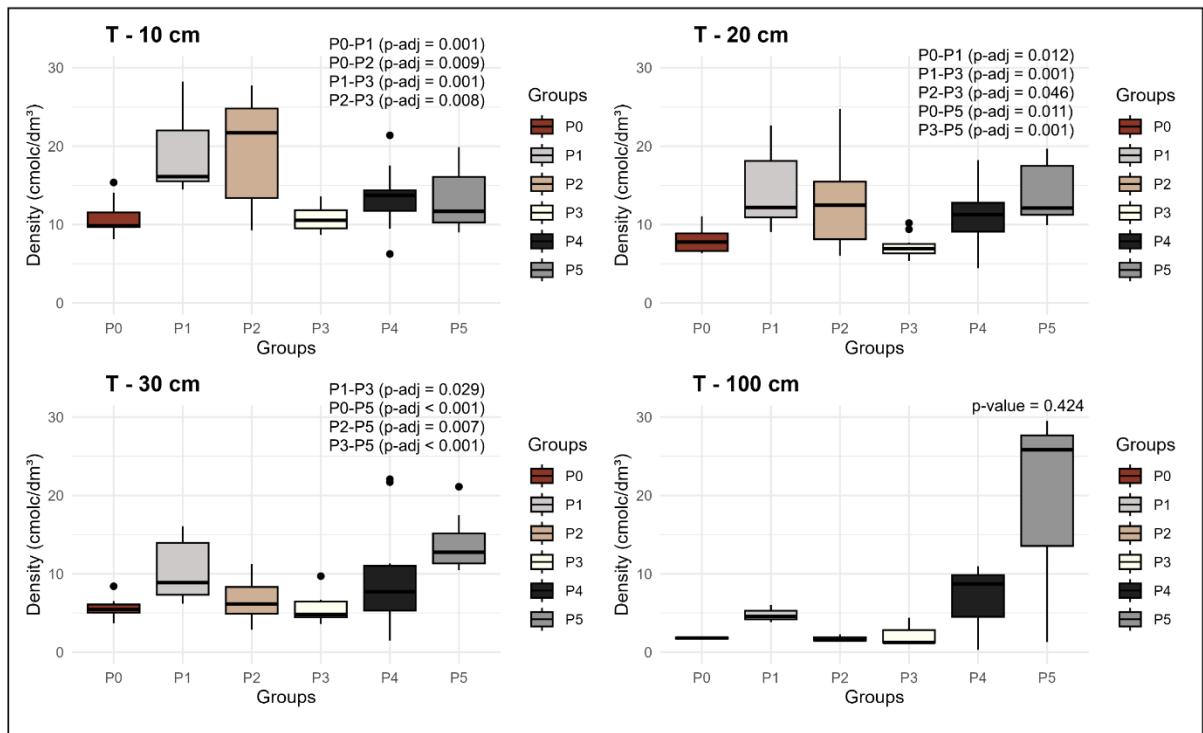
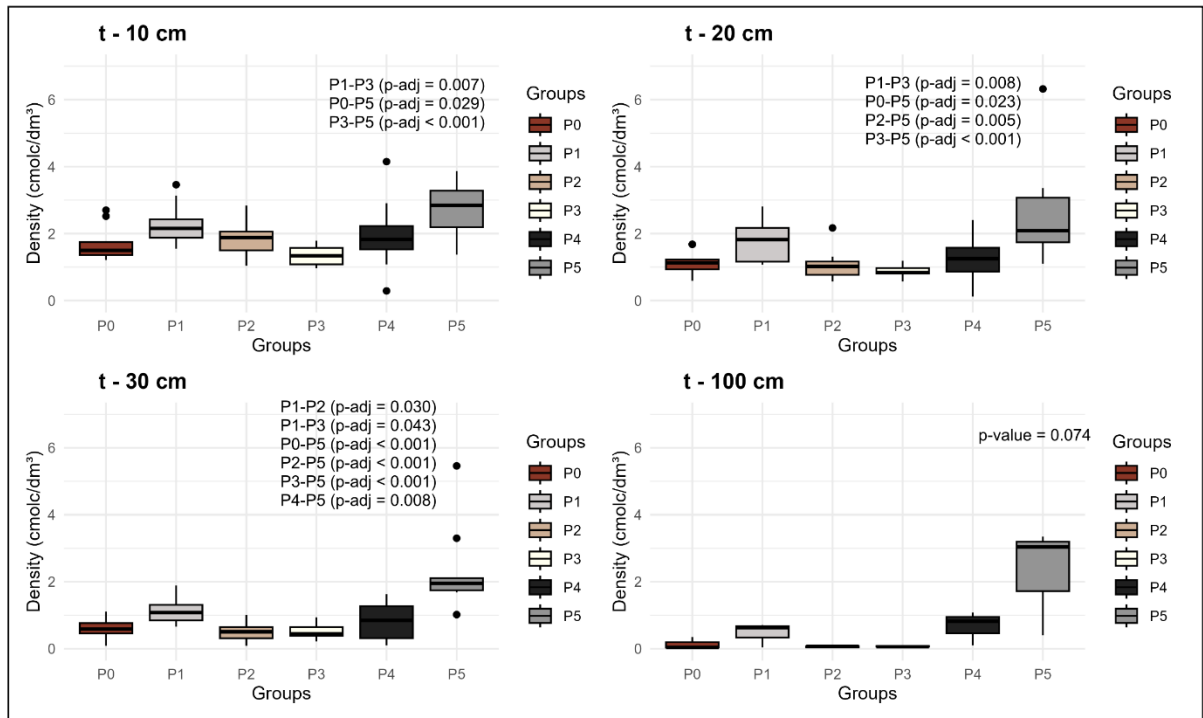


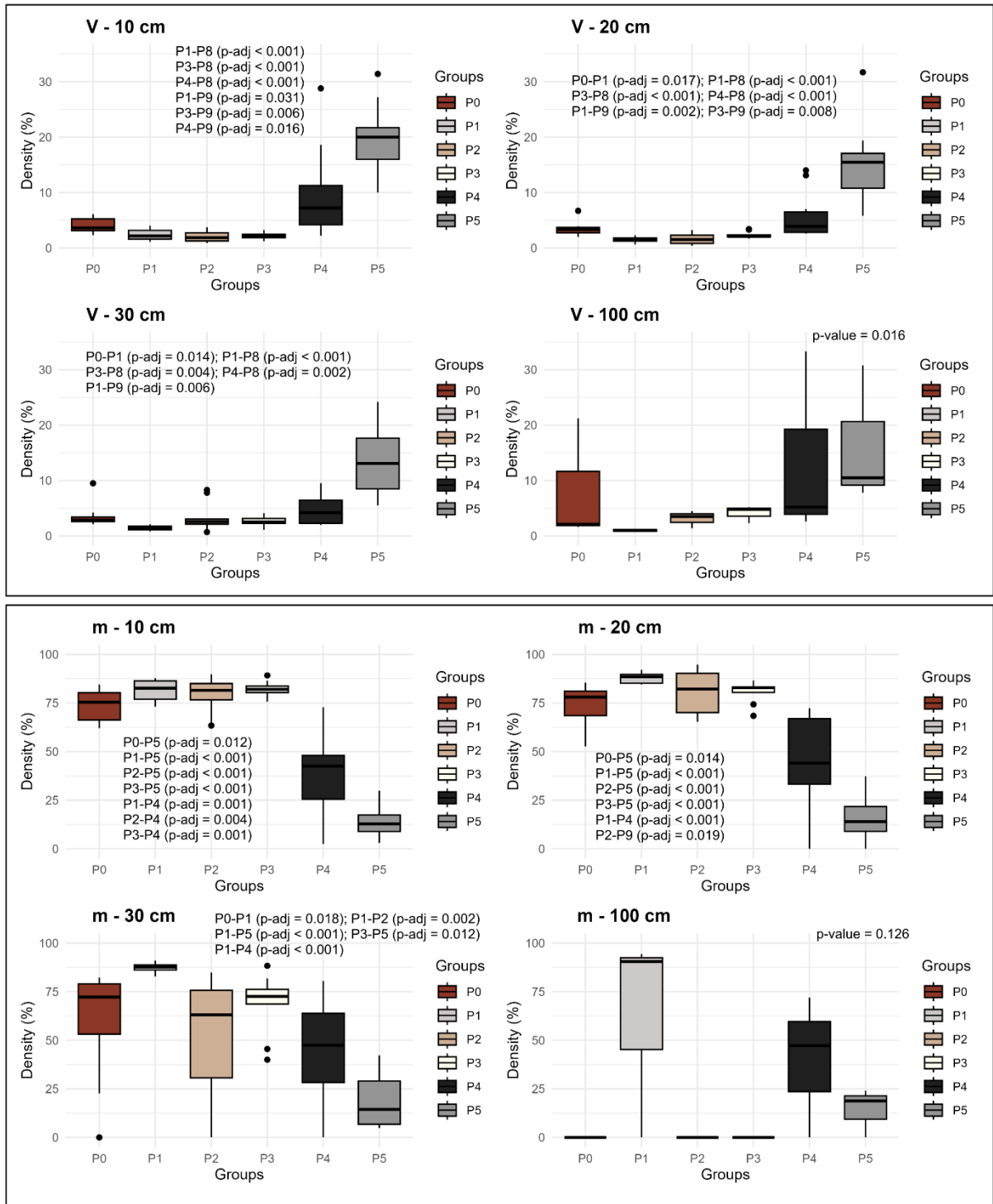












- **Resultados da matriz de confusão para os dois modelos analisados**

Classification data from the green leaf of <i>Trembleya parviflora</i>					
Confusion Matrix - Training:					
Class/Prediction	1	2	3	4	5
1	666.2	0	0	1.4	1.6
2	0	53.6	0.2	0	0.2
3	0	0	1	0	0
4	0	0	0	870.4	0.6
5	2.6	0.8	0.2	0.6	980.6
Confusion Matrix - Validation:					
Class/Prediction	1	2	3	4	5
1	723	0	0	1	113
2	0	27	1	0	0
3	0	0	0	0	0
4	0	2	0	1545	0
5	72	4	1	0	1018
Statistics by Class:	1	2	3	4	5
Sensitivity	0.9094	0.8182	0.0000	0.9994	0.9001
Specificity	0.9580	0.9997	1.0000	0.9990	0.9676
Pos Pred Value	0.8638	0.9643	NaN	0.9987	0.9297
Neg Pred Value	0.9730	0.9983	0.9994	0.9995	0.9532
Prevalence	0.2267	0.0094	0.0006	0.4408	0.3225
Detection Rate	0.2062	0.0077	0.0000	0.4405	0.2903
Detection Prevalence	0.2387	0.0080	0.0000	0.4411	0.3122
Balanced Accuracy	0.9337	0.9089	0.5000	0.9992	0.9338
Accuracy:	0.9447	Kappa:	0.915		

Classification data from the senescent leaf of <i>Trembleya parviflora</i>					
Confusion Matrix - Training:					
Class/Prediction	1	2	3	4	5
1	648	0	0	1.4	1.2
2	0	43.6	0	0	0.2
3	0	0	1.6	0	0
4	0	0.4	0	871.4	0
5	2.6	0.8	0.2	0.2	972.6
Confusion Matrix - Validation:					
Class/Prediction	1	2	3	4	5
1	1111	0	0	1	218
2	0	57	0	0	2
3	0	5	0	0	0
4	0	0	0	3120	37
5	25	19	0	1	1894
Statistics by Class:	1	2	3	4	5
Sensitivity	0.9780	0.7037	NaN	0.9994	0.8805
Specificity	0.9591	0.9997	0.9992	0.9890	0.9896
Pos Pred Value	0.8353	0.9661	NaN	0.9883	0.9768
Neg Pred Value	0.9952	0.9963	NaN	0.9994	0.9435
Prevalence	0.1750	0.0125	0.0000	0.4810	0.3314
Detection Rate	0.1712	0.0088	0.0000	0.4807	0.2918
Detection Prevalence	0.2049	0.0091	0.0008	0.4864	0.2988
Balanced Accuracy	0.9685	0.8517	NaN	0.9942	0.9351
Accuracy:	0.9525	Kappa:	0.9248		