

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Estrutura, qualidade ecológica e funcionalidade da vegetação nativa no
Cerrado: integração entre dados de campo, sensoriamento remoto e análises
espaciais**

Valdivino Domingos de Oliveira Júnior
Doctor Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

VALDIVINO DOMINGOS DE OLIVEIRA JÚNIOR

Estrutura, qualidade ecológica e funcionalidade da vegetação nativa no Cerrado: integração entre dados de campo, sensoriamento remoto e análises espaciais

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Joao A. Alves Meira Neto

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

O48e
2026

Oliveira Júnior, Valdivino Domingos de, 1975-
Estrutura, qualidade ecológica e funcionalidade da
vegetação nativa no Cerrado: integração entre dados de campo,
sensoriamento remoto e análises espaciais / Valdivino Domingos
de Oliveira Júnior. – Viçosa, MG, 2026.

1 tese eletrônica (138 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Ecologia, 2026.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.551>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Cerrados. 2. Sensoriamento remoto. 3. Ecologia dos
cerrados. 4. Paisagens fragmentadas. 5. Crédito de carbono.
6. Reservas florestais. I. Meira Neto, João Augusto Alves,
1963-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Ecologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III. Título.

CDD 22. ed. 577.48

VALDIVINO DOMINGOS DE OLIVEIRA JÚNIOR

Estrutura, qualidade ecológica e funcionalidade da vegetação nativa no Cerrado: integração entre dados de campo, sensoriamento remoto e análises espaciais

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 26 de maio de 2026.

Assentimento:

Valdivino Domingos de Oliveira Júnior
Autor

Joao Augusto Alves Meira Neto
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pelo autor em 16/09/2026 às 18:16:08 e pelo orientador em 17/09/2026 às 16:47:56. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **9QMR.82UH.J994** e clique no botão 'Validar documento'.

Aos meus irmãos Valdiney, Vinicius e Vanessa.

À minha companheira, Antônia Janiele, que esteve ao meu lado durante toda esta caminhada e em todos os momentos, por quem tenho enorme admiração, amor e respeito.

Aos meus amigos, aqui representados por Vilson e Vilson Júnior, pela amizade e pelo companheirismo.

A Alessandro e Ronaldo, pelo apoio financeiro, especialmente nos aluguéis. Ao me ajudarem a permanecer nesta caminhada, vocês também patrocinaram a ciência e cada produto científico resultante desta tese.

Aos meus tios Lucelena e José Luiz. Ao meu tio José Luiz, o Tio Nego, por seu apoio ao longo de toda a minha vida e por ser um exemplo que levarei sempre comigo.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me conceder força para superar os desafios encontrados ao longo desta caminhada.

À minha avó Isaura, minha grande amiga e parceira, pelo amor, pelo carinho e por sua presença constante em minha vida.

Aos meus pais, Valdivino e Donizete, que sempre acreditaram nos meus sonhos e me apoiaram em todos os momentos. Sem vocês, eu não teria conseguido chegar até aqui. Amo vocês.

Aos meus irmãos, pela amizade, pelo amor e pelo grande apoio durante o período conturbado de 2023 e 2024. A presença de vocês foi fundamental para que eu permanecesse de pé e continuasse seguindo.

À Janiele, minha companheira e amiga, pelo amor, cuidado, paciência e presença constante. A você e aos meus irmãos, eu devo muito mais do que consigo expressar em palavras. Obrigado por estarem ao meu lado nos momentos mais difíceis. Amo você.

A Alessandro e Ronaldo, pelo apoio emocional e financeiro, especialmente no período posterior à bolsa, quando cada gesto de ajuda fez enorme diferença. Até aluguel vocês ajudaram a pagar, e isso jamais será esquecido.

Ao meu tio Nego, grande amigo e inspiração, pelo apoio, pela presença e pelo exemplo de vida.

À minha querida tia Fiinha, pelo carinho, apoio e presença em minha vida. Sua amizade, seu cuidado e sua torcida sempre foram muito importantes para mim.

Ao meu grande amigo Vilson, obrigado por estar sempre junto, pela amizade e pelo companheirismo ao longo desta caminhada.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de formação acadêmica e científica de qualidade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela formação, pelo aprendizado e pela oportunidade de desenvolver esta pesquisa.

Ao professor João Augusto Alves Meira-Neto, pela orientação, pelo acolhimento e pelo apoio durante esta trajetória.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

A todos os meus amigos, que são essenciais em minha vida e que, de diferentes formas, contribuíram para que esta caminhada fosse possível.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, deixo meu sincero agradecimento.

Muito obrigado!

“O real não está na saída nem na chegada: ele se dispõe para a gente é no meio da travessia.”

João Guimarães Rosa
Grande sertão: veredas

RESUMO

JÚNIOR, Valdivino Domingos de Oliveira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2026. **Estrutura, qualidade ecológica e funcionalidade da vegetação nativa no Cerrado: integração entre dados de campo, sensoriamento remoto e análises espaciais.** Orientador: Joao Augusto Alves Meira Neto.

Esta tese avaliou como atributos estruturais, configuração espacial, contexto jurídico e indicadores espectrais complementam as medidas de extensão territorial na interpretação da condição ecológica da vegetação nativa em paisagens modificadas do Cerrado. Foram integrados dados de campo, imagens Sentinel-2, informações do Cadastro Ambiental Rural (CAR), mapeamentos do MapBiomas e métricas de ecologia da paisagem em três eixos complementares. No primeiro capítulo, foram analisadas respostas estruturais relacionadas à borda em cinco fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual por meio da integração entre dados fitossociológicos, índices espectrais e modelagem nas escalas de parcela e pixel. A área basal apresentou forte correlação com o NDVI ($r = 0,95$), e as regressões segmentadas em nível de parcela identificaram pontos de ruptura entre aproximadamente 13 e 39 m. A modelagem contínua revelou, entretanto, que a expressão espacial das respostas relacionadas à borda variou entre os fragmentos e dependeu da escala analítica, incluindo situações de elevada heterogeneidade interna sem uma única transição radial dominante. No segundo capítulo, o excedente legal potencial de vegetação nativa no Cerrado goiano foi quantificado e caracterizado mediante a integração entre CAR e MapBiomas Cobertura 10 m. Foram analisados 230.201 imóveis rurais. O recálculo baseado nos dados declarados no CAR identificou aproximadamente 2,53 milhões de hectares de excedente, enquanto a integração com a vegetação natural mapeada resultou em uma estimativa espacial de 6,28 milhões de hectares de excedente legal potencial, distribuídos em 112.790 imóveis. A distribuição foi fortemente concentrada: 1% dos imóveis com maiores áreas de excedente reuniu 35,96% da área total, e os 10% maiores concentraram 75,18%. O Índice de Qualidade Ecológica Estrutural apresentou média ponderada de 0,584, com concentração da área excedente em valores intermediários a médio-altos do gradiente estadual, indicando que sua disponibilidade jurídica para conversão não corresponde necessariamente à baixa condição estrutural. No terceiro capítulo, foi avaliada a relação entre NDVI e estoque de carbono acima do solo em 80 parcelas de Cerrado stricto sensu localizadas em faixas marginais de rodovias. O NDVI apresentou correlação positiva com o carbono ($r = 0,805$), e o modelo linear explicou 64,8% da variação entre

as parcelas, com erro padrão residual de 10,26 Mg ha¹. A ausência de validação independente, a dispersão dos dados e as limitações do ajuste nas extremidades do intervalo restringem sua aplicação às condições amostradas. A análise de uso e cobertura da terra identificou 225.079,83 ha de pastagens e outras áreas não vegetadas com potencial para avaliações de restauração, sem implicar que toda essa extensão seja adequada ou que os estoques de referência sejam efetivamente alcançados. Em conjunto, os resultados demonstram que medidas de área, isoladamente, não representam a heterogeneidade e a condição ecológica da vegetação remanescente. A integração entre observações de campo, indicadores espectrais, registros cadastrais e análises espaciais possibilita interpretações mais rigorosas, desde que respeitados a escala, o domínio de aplicação e as limitações de cada fonte de dados. Essa abordagem fornece subsídios para o monitoramento, a conservação, a regularização ambiental e o planejamento da restauração em paisagens do Cerrado.

Palavras-chave: ecologia da paisagem; sensoriamento remoto; fragmentação; excedente legal de vegetação nativa; estoque de carbono; cerrado

ABSTRACT

JÚNIOR, Valdivino Domingos de Oliveira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2026. **Structure, Carbon, and Ecological Quality of Native Vegetation in the Brazilian Cerrado: Integrating Field Data, Remote Sensing, and Spatial Analysis.** Adviser: Joao Augusto Alves Meira Neto.

This thesis evaluated how structural attributes, spatial configuration, legal context, and spectral indicators complement area-based measures in interpreting the ecological condition of native vegetation in modified Cerrado landscapes. Field data, Sentinel-2 imagery, Rural Environmental Registry (CAR) information, MapBiomass land-cover data, and landscape ecology metrics were integrated across three complementary research axes. In the first chapter, edge-related structural responses were analyzed in five Semideciduous Seasonal Forest fragments by integrating phytosociological data, spectral indices, and plot- and pixel-level modeling. Basal area was strongly correlated with NDVI ($r = 0.95$), and plot-level segmented regressions identified breakpoints ranging from approximately 13 to 39 m. Continuous modeling, however, showed that the spatial expression of edge-related responses varied among fragments and depended on analytical scale, including situations of high internal heterogeneity without a single dominant radial transition. In the second chapter, the potential legal surplus of native vegetation in the Cerrado of Goiás was quantified and characterized by integrating CAR data with MapBiomass 10 m Land Cover data. A total of 230,201 rural properties were analyzed. Recalculation based on CAR-declared data identified approximately 2.53 million hectares of surplus vegetation, whereas integration with mapped native vegetation produced a spatial estimate of 6.28 million hectares of potential legal surplus distributed across 112,790 properties. The distribution was highly concentrated: the 1% of properties with the largest surplus areas contained 35.96% of the total, whereas the largest 10% contained 75.18%. The area-weighted mean Structural Ecological Quality Index was 0.584, with surplus vegetation concentrated within intermediate to moderately high values of the statewide gradient, indicating that legal availability for conversion does not necessarily correspond to poor structural condition. In the third chapter, the relationship between NDVI and aboveground carbon stock was assessed in 80 Cerrado sensu stricto plots located along roadside margins. NDVI was positively correlated with carbon stock ($r = 0.805$), and the linear model explained 64.8% of the variation among plots, with a residual standard error of 10.26 Mg ha⁻¹. The absence of independent validation, data dispersion, and poor model behavior at the limits of the observed range

restrict its application to the sampled conditions. Land-use and land-cover analysis identified 225,079.83 ha of pastures and other non-vegetated areas with potential for restoration assessments, without implying that the entire area is suitable or that the reference carbon stocks will be attained. Taken together, the findings demonstrate that area-based measures alone do not represent the heterogeneity and ecological condition of remaining native vegetation. Integrating field observations, spectral indicators, cadastral records, and spatial analyses enables more rigorous interpretations, provided that the scale, application domain, and limitations of each data source are explicitly considered. This approach provides information to support monitoring, conservation, environmental regularization, and restoration planning in Cerrado landscapes.

Keywords: landscape ecology; remote sensing; fragmentation; legal surplus of native vegetation; carbon stock; Cerrado

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12
REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO UM.....	18
Pixel-Level Sentinel-2 Modeling Reveals Scale-Dependent Edge Effects and Structural Heterogeneity in Semideciduous Seasonal Forest Fragments of the Brazilian Cerrado	18
CAPÍTULO DOIS.....	55
Excedente legal de vegetação nativa no Cerrado de Goiás: magnitude, concentração territorial e risco ecológico associado à conversão legal.....	55
CAPÍTULO TRÊS.....	97
Avaliação do NDVI como proxy do estoque de carbono acima do solo na vegetação do Cerrado em faixas marginais de rodovias: uma abordagem metodológica com imagens Sentinel-2.....	97
CONCLUSÕES GERAIS.....	131
APÊNDICE 1	133
APÊNDICE 2.....	135
APÊNDICE 3.....	137

INTRODUÇÃO GERAL

A conversão de ecossistemas naturais, a intensificação do uso do solo e a fragmentação da vegetação nativa têm modificado profundamente a estrutura e a organização das paisagens, especialmente nas regiões tropicais (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015; MAGNAGO et al., 2017). A redução da cobertura nativa constitui apenas uma das dimensões dessas transformações. A perda de habitat também altera o tamanho, a forma, o isolamento e a exposição às bordas dos remanescentes, modificando sua heterogeneidade interna e sua relação com a matriz circundante. Como consequência, paisagens com proporções semelhantes de vegetação nativa podem apresentar condições ecológicas distintas, dependendo da estrutura e da configuração espacial dos remanescentes (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

Essa constatação evidencia uma limitação das avaliações baseadas exclusivamente na extensão da cobertura vegetal. A área remanescente é uma medida indispensável, mas não informa, isoladamente, onde a vegetação está localizada, como se encontra distribuída, quais condições estruturais apresenta ou como participa da organização da paisagem. Remanescentes de dimensões semelhantes podem diferir quanto à continuidade espacial, ao isolamento, à proporção de borda, ao histórico de distúrbios e à quantidade de biomassa armazenada (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015; MAGNAGO et al., 2017). Portanto, a interpretação de sua relevância ecológica exige a integração entre medidas de extensão, atributos estruturais, configuração espacial e contexto ambiental e normativo.

O Cerrado brasileiro constitui um cenário particularmente importante para essa abordagem. Reconhecido como um dos principais hotspots mundiais de biodiversidade, o bioma apresenta elevada diversidade biológica e ampla heterogeneidade de formações campestres, savânicas e florestais (KLINK; MACHADO, 2005). Ao mesmo tempo, a expansão agropecuária e a conversão da vegetação nativa têm produzido paisagens marcadas pela fragmentação, pela redução da conectividade e por forte contraste entre remanescentes naturais e usos antrópicos (PROJETO MAPBIOMAS, 2023; STRASSBURG et al., 2017). Essas transformações afetam tanto grandes remanescentes quanto elementos de menor extensão ou de configuração linear, cuja contribuição para a conservação pode ser subestimada quando a análise considera apenas a quantidade total de vegetação protegida ou remanescente.

A heterogeneidade do Cerrado também impõe desafios metodológicos. A coexistência de diferentes fitofisionomias, de gradientes ambientais e de históricos de uso dificulta a transferência direta de modelos e indicadores desenvolvidos para outros ecossistemas (MURPHY; ANDERSEN; PARR, 2016; PARR et al., 2014). Inventários de campo permitem

caracterizar detalhadamente a estrutura e a composição da vegetação, mas têm abrangência espacial limitada. Por outro lado, o sensoriamento remoto e as bases geoespaciais possibilitam análises contínuas e regionalmente abrangentes, embora representem os processos ecológicos de maneira indireta e dependente da resolução, da escala e do domínio de calibração (PETTORELLI et al., 2005; SCHIMEL et al., 2015). A integração entre essas fontes permite explorar relações entre padrões observados em campo e sua expressão espacial, desde que os indicadores espectrais e cartográficos não sejam interpretados como substitutos diretos de processos ecológicos não mensurados.

Um primeiro desafio consiste na interpretação dos efeitos associados às bordas em fragmentos florestais. Estudos clássicos demonstram que a transição entre a matriz e o interior pode modificar o microclima, a composição e a estrutura da vegetação (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2002). Entretanto, a representação dessas respostas em faixas radiais fixas pode simplificar excessivamente a organização de fragmentos internamente heterogêneos. A distância até a borda constitui um componente importante, mas não necessariamente suficiente, pois processos como dinâmica de clareiras, variações edáficas e históricos locais de perturbação também podem produzir padrões estruturais no interior dos remanescentes. Nesse contexto, a integração entre parcelas de campo e modelagem espectral contínua oferece uma abordagem para avaliar como a interpretação das respostas relacionadas à borda depende da unidade e da escala de análise.

Um segundo desafio decorre da relação entre as exigências legais e a relevância ecológica da vegetação remanescente. O Código Florestal Brasileiro estabelece percentuais mínimos de proteção em imóveis rurais por meio das Áreas de Preservação Permanente e das Reservas Legais (BRASIL, 2012). A vegetação que excede essas exigências pode, sob determinadas condições legais e administrativas, ser autorizada à conversão (BRASIL, 2012; GOIÁS, 2022; SOARES-FILHO et al., 2014). Contudo, sua condição de excedente jurídico não determina sua importância ecológica (HADDAD et al., 2015). Áreas situadas acima do mínimo legal podem integrar fragmentos de diferentes dimensões, contribuir para a continuidade da cobertura nativa ou apresentar condições estruturais relevantes em paisagens já modificadas. A combinação entre informações autodeclaratórias do Cadastro Ambiental Rural, mapeamentos independentes da cobertura do solo e métricas de ecologia da paisagem permite avaliar esse excedente para além de sua magnitude em hectares, considerando também sua concentração fundiária, composição tipológica e qualidade ecológica estrutural relativa.

Essa questão torna-se especialmente relevante quando a conversão potencial de vegetação existente é comparada à recomposição de passivos ambientais. A supressão autorizada pode remover, em prazo relativamente curto, remanescentes já estabelecidos, enquanto a regularização por regeneração, restauração ou compensação depende da implementação, da localização, das condições ambientais e do tempo de desenvolvimento (BRASIL, 2012; HADDAD et al., 2015; SOARES-FILHO et al., 2014). Assim, semelhanças quantitativas entre excedente e déficit não representam necessariamente equivalência ecológica, espacial ou temporal. A análise integrada desses componentes pode revelar situações em que o atendimento formal aos percentuais legais não assegura a manutenção da configuração e da qualidade estrutural da paisagem.

Um terceiro desafio refere-se à avaliação da vegetação associada às faixas marginais de rodovias. Esses sistemas lineares atravessam extensas áreas do Cerrado e podem manter trechos de vegetação nativa em paisagens intensamente ocupadas por atividades humanas (RIOS et al., 2023). Apesar disso, sua contribuição para o armazenamento de carbono e seu potencial para ações de restauração permanecem menos conhecidos do que os de remanescentes protegidos em outras configurações paisagísticas. Inventários florestais fornecem estimativas de biomassa e de carbono, enquanto índices derivados de imagens orbitais podem representar parte da variação espectral associada à estrutura da vegetação. Entretanto, as relações entre índices espectrais e o carbono devem ser calibradas empiricamente e interpretadas dentro das fitofisionomias e das amplitudes estruturais amostradas, sem pressupor validade regional ou capacidade de mapeamento contínuo quando essas etapas não foram realizadas (ASNER et al., 2010; PETTORELLI et al., 2005).

Os três desafios abordam uma questão comum: a extensão territorial da vegetação, embora fundamental, não é suficiente para caracterizar sua condição ecológica nem suas implicações para a paisagem. Fragmentos sujeitos a influências de borda, vegetação juridicamente excedente e remanescentes em faixas marginais de rodovias representam contextos distintos, mas convergem ao demonstrar a necessidade de considerar a heterogeneidade estrutural, a configuração espacial, o contexto normativo e a resposta espectral. Essa convergência não pressupõe que os três sistemas apresentem os mesmos processos nem que possam ser avaliados pelos mesmos indicadores. Ao contrário, a integração ocorre nos níveis conceitual e metodológico, por meio do uso complementar de dados de campo, sensoriamento remoto, registros cadastrais e análises espaciais adequadas a cada escala e a cada problema.

Diante desse contexto, esta tese parte da premissa de que a relevância ecológica da vegetação nativa em paisagens modificadas do Cerrado não pode ser inferida apenas por sua extensão, devendo ser examinada com base em atributos estruturais, configuração espacial, contexto jurídico e indicadores espectrais. O objetivo geral foi avaliar como essas diferentes dimensões complementam as medidas de área na interpretação da condição ecológica e das implicações potenciais da vegetação remanescente para a conservação e a restauração de paisagens do Cerrado.

Para alcançar esse objetivo, a tese foi organizada em três eixos complementares. O primeiro avaliou a dependência de escala das respostas estruturais relacionadas à borda em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, integrando dados fitossociológicos, índices espectrais do Sentinel-2 e modelagem contínua em nível de pixel. O segundo quantificou e espacializou o excedente legal potencial de vegetação nativa no Cerrado goiano, analisando sua concentração entre imóveis, composição fitofisionômica e qualidade ecológica estrutural relativa por meio da integração entre CAR, MapBiomas e métricas de paisagem. O terceiro avaliou a relação empírica entre NDVI e o estoque de carbono acima do solo em parcelas de Cerrado stricto sensu localizadas em faixas marginais de rodovias e caracterizou, de forma exploratória, áreas com potencial de restauração com base no uso e na cobertura da terra. Em conjunto, esses eixos permitem analisar a vegetação nativa em escalas que variam da parcela e do pixel ao imóvel rural e à paisagem regional, fornecendo uma base integrada para avaliações relacionadas ao monitoramento, à conservação, à regularização ambiental e à restauração no Cerrado.

REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; SALDAÑA-VÁZQUEZ, Romeo A.; FAHRIG, Lenore; SANTOS, Bráulio A. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? *Ecological Research*, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 81–88, 2017. DOI: 10.1007/s11284-016-1411-6.
- ASNER, Gregory P. et al. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [S. l.], v. 107, n. 38, p. 16738–16742, 2010. DOI: 10.1073/pnas.1004875107.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm Acesso em: 4 set. 2026.

FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

GOIÁS. Lei nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022. Dispõe sobre a regularização de passivos ambientais de imóveis rurais e urbanos, bem como sobre a compensação florestal, a compensação por danos decorrentes da supressão de vegetação nativa realizada sem prévia autorização e a definição dos parâmetros da compensação e da reposição florestal no Estado de Goiás. Goiânia: Governo do Estado de Goiás, 2022. Disponível em: <https://legisla.casacivil.go.gov.br/api/v2/pesquisa/legislacoes/104746/pdf>. Acesso em: 4 set. 2026.

HADDAD, Nick M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [S. l.], v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HARPER, Karen A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x.

KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x.

LAURANCE, William F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, [S. l.], v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x.

MAGNAGO, Luiz Fernando Silva; MAGRACH, Ainhoa; BARLOW, Jos; SCHAEFER, Carlos Ernesto Goncalves Reynaud; LAURANCE, William F.; MARTINS, Sebastião Venâncio; EDWARDS, David P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology*, [S. l.], v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017. DOI: 10.1111/1365-2435.12752.

MURPHY, Brett P.; ANDERSEN, Alan N.; PARR, Catherine L. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, [S. l.], v. 371, n. 1703, p. 20150319, 2016. DOI: 10.1098/rstb.2015.0319.

PARR, Catherine L.; LEHMANN, Caroline E. R.; BOND, William J.; HOFFMANN, William A.; ANDERSEN, Alan N. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution*, [S. l.], v. 29, n. 4, p. 205–213, 2014. DOI: 10.1016/j.tree.2014.02.004.

PETTORELLI, Nathalie; VIK, Jon Olav; MYSTERUD, Atle; GAILLARD, Jean-Michel; TUCKER, Compton J.; STENSETH, Nils Chr. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, [S. l.], v. 20, n. 9, p. 503–510, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.05.011.

PROJETO MAPBIOMAS. MapBiomas Cobertura 10 m: Coleção 2 (beta) de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil, ano de referência 2023. [S. l.]: Projeto MapBiomas, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-cobertura-10m/>. Acesso em: 1 set. 2025.

RIOS, Jovan Martins; SANTOS, Lilian Cristina Da Silva; COSTA, João Paulo; PEREIRA, Ismael Martins; GUSSON, André Eduardo; DO VALE, Vagner Santiago. Ecologia da comunidade arbórea de Cerrado stricto sensu às margens de rodovias. *Ciência Florestal*, [S. l.], v. 33, n. 2, 2023. DOI: 10.5902/1980509862683. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/62683>. Acesso em: 6 maio 2025.

SCHIMEL, David et al. Observing terrestrial ecosystems and the carbon cycle from space. *Global Change Biology*, [S. l.], v. 21, n. 5, p. 1762–1776, 2015. DOI: 10.1111/gcb.12822.

SOARES-FILHO, Britaldo; RAJÃO, Raoni; MACEDO, Marcia; CARNEIRO, Arnaldo; COSTA, William; COE, Michael; RODRIGUES, Hermann; ALENCAR, Ane. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, [S. l.], v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014. DOI: 10.1126/science.1246663.

STRASSBURG, Bernardo B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, [S. l.], v. 1, n. 4, p. 0099, 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0099.

CHAPTER 1

Pixel-Level Sentinel-2 Modeling Reveals Scale-Dependent Edge Effects and Structural Heterogeneity in Semideciduous Seasonal Forest Fragments of the Brazilian Cerrado

VIÇOSA – MINAS GERAIS

2026

Pixel-Level Sentinel-2 Modeling Reveals Scale-Dependent Edge Effects and Structural Heterogeneity in Semideciduous Seasonal Forest Fragments of the Brazilian Cerrado

Authors: Valdivino Domingos de Oliveira Júnior, Vagner Santiago do Vale, Natália Toledo Sacchetto, Fábila Maria dos Santos Souza, Alex Josélio Pires Coelho, Rodrigo Gomes Gorsani, Josielle Evaristo Costa, Marina Tack Ramos, and João Augusto Alves Meira-Neto

RESUMO

Os efeitos de borda florestal são comumente interpretados como gradientes radiais da borda em direção ao interior, mas essa suposição pode simplificar excessivamente a organização espacial de fragmentos florestais tropicais heterogêneos. Neste estudo, integramos dados fitossociológicos obtidos em campo com índices espectrais derivados do Sentinel-2 para avaliar se a interpretação estrutural relacionada à borda depende da escala analítica em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual inseridos no Cerrado brasileiro. Cinco fragmentos foram analisados utilizando parcelas distribuídas ao longo de transectos e modelagem contínua em nível de pixel. A área basal apresentou forte correlação positiva com o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) ($r = 0,95$), sustentando sua utilização como principal proxy espectral da variação estrutural relacionada à área basal. A regressão segmentada em nível de parcela detectou transições estatísticas ao longo do gradiente borda–interior, com pontos de ruptura variando aproximadamente entre 13 e 39 m. Entretanto, a modelagem em nível de pixel revelou respostas dependentes da escala, incluindo menores distâncias de transição estimadas no fragmento rural de Ipameri (IF) e no fragmento de Campo Alegre de Goiás (AC), uma transição intermediária no fragmento de Caldas Novas (CN), maior distância de transição estimada no fragmento UEG–Ipameri (IP) e elevada heterogeneidade interna, sem uma única transição radial dominante, em Panga. Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram aproximadamente 81% da variância total, reforçando a correspondência estrutural–espectral. Esses resultados demonstram que os padrões espectrais–estruturais relacionados à borda são detectáveis, mas não são adequadamente representados apenas por zonas radiais fixas. A modelagem do Sentinel-2 em nível de pixel fornece uma abordagem espacial complementar para interpretar a heterogeneidade relacionada à borda em florestas tropicais fragmentadas, quando integrada a dados estruturais obtidos em campo.

Palavras-chave: respostas relacionadas à borda; Sentinel-2; NDVI; modelagem em nível de pixel; dependência da escala; fragmentação florestal; heterogeneidade estrutural; área basal; Floresta Estacional Semidecidual; Cerrado brasileiro.

ABSTRACT

Forest edge effects are commonly interpreted as radial gradients from the edge toward the interior, but this assumption may oversimplify the spatial organization of heterogeneous tropical forest fragments. Here, we integrated field-based phytosociological data with Sentinel-2 spectral indices to evaluate whether edge-related structural interpretation depends on analytical scale in Semideciduous Seasonal Forest fragments embedded in the Brazilian Cerrado. Five fragments were analyzed using transect-based plots and continuous pixel-level modeling. Basal area showed a strong positive correlation with the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) ($r = 0.95$), supporting its use as the main spectral proxy for basal-area-related structural variation. Plot-level segmented regression detected statistical transitions along the edge–interior gradient, with breakpoints ranging from approximately 13 to 39 m. However, pixel-level modeling revealed scale-dependent responses, including shorter estimated transition distances in the rural Ipameri fragment (IF) and the Campo Alegre de Goiás fragment (AC), an intermediate transition in the Caldas Novas fragment (CN), a longer estimated transition distance in the UEG–Ipameri fragment (IP), and high internal heterogeneity without a single dominant radial transition in Panga. The first two axes of the Principal Component Analysis (PCA) explained approximately 81% of the total variance, reinforcing the structural–spectral correspondence. These findings show that edge-related spectral–structural patterns are detectable but are not adequately represented by fixed radial zones alone. Pixel-level Sentinel-2 modeling provides a complementary spatial framework for interpreting edge-related heterogeneity in fragmented tropical forests when integrated with field-based structural data.

Keywords: edge-related responses; Sentinel-2; NDVI; pixel-level modeling; scale dependence; forest fragmentation; structural heterogeneity; basal area; Semideciduous Seasonal Forest; Brazilian Cerrado.

1. Introduction

Forest fragmentation alters ecological processes by creating edges between native vegetation and surrounding anthropogenic matrices. Studies on edge effects in forest ecosystems are largely based on the premise that ecological responses are organized along radial or monotonic gradients from the edge toward the interior of fragments (EWERS; DIDHAM, 2006; HARPER et al., 2005; MAGNAGO et al., 2017; MURCIA, 1995). This approach has been fundamental to the conceptual advancement of fragmentation ecology, but

it tends to oversimplify the spatial complexity of natural systems, especially in heterogeneous tropical landscapes (FAHRIG, 2003; KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006). Forest edges represent transition zones between natural vegetation and anthropogenic areas, and are often associated with microclimatic changes, altered humidity, increased light incidence, and greater exposure to disturbances (CADENASSO et al., 2003; RIES et al., 2004; WULDER et al., 2019).

These changes can affect forest structure, species composition, and biodiversity (HADDAD et al., 2015; MAGNAGO et al., 2017), potentially favoring degradation processes, increasing the occurrence of fires, and limiting natural regeneration (COCHRANE; LAURANCE, 2002). On a global scale, it is estimated that approximately 70% of remaining forests are located less than 1 km from an edge, which reinforces the centrality of these processes in the organization of contemporary landscapes (HADDAD et al., 2015).

In the Brazilian Cerrado, this problem takes on particular relevance in the Semideciduous Seasonal Forests (SSF), communities of Atlantic origin inserted in a context of intense agricultural expansion (GOMES et al., 2019; MARIANO et al., 2024; PIO; VALE; SPINOLA, 2017). In these systems, proximity to agricultural matrices increases exposure to disturbances and may impose abrupt transitions between native vegetation and anthropogenic land uses, making it essential to distinguish intrinsic structural variations in vegetation from those induced by fragmentation (CEAUŞU; LECLÈRE; NEWBOLD, 2025). Evidence suggests that fragmentation can reduce biodiversity, alter floristic composition, and may promote declines in biomass and carbon stocks (FAHRIG, 2003; MAGNAGO et al., 2017), but the way these effects are spatially distributed within the fragments remains insufficiently understood.

Although previous studies have established the ecological importance of edge effects (HADDAD et al., 2015; KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006; MURCIA, 1995), many assessments still rely on distance classes or radial buffers that may obscure internal heterogeneity in small and structurally complex forest remnants (DARK; BRAM, 2007; JELINSKI; WU, 1996; KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006). Therefore, evaluating edge-related responses at the pixel level is relevant for distinguishing average edge–interior gradients from internal structural mosaics and for improving remote-sensing-based assessments of fragmented tropical forests.

Remote sensing offers a scalable approach to investigating spatial patterns of vegetation at multiple scales (PETTORELLI et al., 2005; TURNER; GARDNER, 2015). Spectral indices derived from orbital images, such as the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI),

Enhanced Vegetation Index (EVI), Normalized Difference Moisture Index (NDMI), and vegetation fraction (VF), provide complementary metrics related to the structural and functional condition of the canopy (CARLSON; RIPLEY, 1997; JIANG et al., 2021; PUREVDORJ et al., 1998; ZHAO et al., 2025). However, the isolated use of these indices may be limited, since their responses are influenced by seasonality, spectral saturation, and the intrinsic heterogeneity of the vegetation (GITELSON, 2004; HUETE et al., 2002; SIMS; GAMON, 2002), requiring integrated approaches and validation with field data.

A recurring additional limitation in landscape ecology studies relates to the treatment of spatial scale. Aggregating data into discrete units can introduce biases associated with the Modifiable Areal Unit Problem (MAUP), influencing the detection and interpretation of ecological patterns (DARK; BRAM, 2007; JELINSKI; WU, 1996). In the case of edge effects, this limitation is particularly critical, as fragment structure may not be adequately represented by average values or fixed distance classes. Instead, edge-related responses may emerge as continuous gradients embedded in heterogeneous structural mosaics, in which distance to the edge is only one of the factors explaining vegetation spatial organization (KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006; ZELLWEGER et al., 2019).

In this study, we integrated field-based structural data with Sentinel-2 spectral indices to evaluate how edge-related structural patterns and internal heterogeneity are expressed in Semideciduous Seasonal Forest fragments embedded in the Brazilian Cerrado. The general objective was to test whether pixel-level Sentinel-2 modeling improves the spatial interpretation of edge–interior gradients when compared with conventional plot-based and radial approaches. Specifically, we aimed to: (i) assess the correspondence between field-measured basal area and Sentinel-2 vegetation indices; (ii) identify structural and spectral transition points along edge–interior gradients; and (iii) evaluate whether internal fragment heterogeneity generates spatial patterns not fully explained by distance from the forest edge.

We formulated the following hypotheses: (i) vegetation indices selected by multivariate criteria show strong correspondence with field structural metrics, especially basal area; (ii) edge-related structural variation is expressed as a continuous and detectable spectral gradient; (iii) the integration of multiple indices increases the ability to discriminate structural and functional variation in the vegetation canopy; (iv) the estimated edge-related transition distance is scale-dependent and influenced by spatial aggregation; and (v) vegetation organization within fragments is not explained only by distance from the forest edge, but also by fragment size and internal structural heterogeneity.

By explicitly integrating spatial scale, field-measured basal area, spectral indices, and internal heterogeneity, this study contributes to a more spatially explicit interpretation of edge-related structural patterns in fragmented tropical forests. Rather than treating edge-related responses as fixed radial buffers, we evaluate them as scale-dependent structural–spectral responses that may vary among fragments and across spatial resolutions.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The study was conducted in five fragments of Semideciduous Seasonal Forest (SSF) embedded within the Cerrado biome in central Brazil. The term Cerrado biome is used here to refer to the formal Brazilian biogeographic domain in which the studied forest fragments are embedded. It does not represent a protected-area boundary, but rather a broad regional biome that includes savanna, grassland, and forest formations under intense land-use pressure. These formations represent forest enclaves of Atlantic origin inserted in a predominantly agricultural matrix (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002), where fragmentation can generate environmental and structural gradients from the edge toward the forest interior.

Four fragments are located in southeastern Goiás, in landscapes dominated by agricultural land uses: IP (15.53 ha), AC (21.67 ha), IF (5.70 ha), and CN (10.82 ha). The site codes used throughout the manuscript are geographic and institutional identifiers rather than arbitrary numerical labels. IP refers to the UEG–Ipameri fragment, AC to the Campo Alegre de Goiás fragment, IF to the rural Ipameri fragment, CN to the Caldas Novas fragment, and Panga to the Panga Reserve. These codes were retained to maintain consistency across the text, figures, tables, maps, and supplementary datasets. These fragments are relatively small and isolated, representing common conditions of small forest remnants embedded in anthropogenic landscapes of the Cerrado (MARIANO et al., 2024; PIO; VALE; SPINOLA, 2017). The fifth fragment corresponds to the Panga Private Natural Heritage Reserve (Panga), located in Uberlândia, Minas Gerais, with an area of 448.49 ha.

Panga was included as a larger structural reference fragment due to its greater area, higher internal continuity, and protection history since 1997. This contrast between smaller, more isolated fragments and a larger reference fragment allowed us to evaluate how edge-related structural patterns and internal heterogeneity are expressed under different fragment-size and spatial-continuity contexts.

The analyses were conducted at two complementary spatial scales: (i) a local scale, based on sampling along the edge–interior gradient, and (ii) a continuous spatial scale,

considering the entire area of each fragment. The location of the study areas is shown in Figure 1, and their spatial characteristics are summarized in Table 1.



Figure 1. Location of the Semideciduous Seasonal Forest fragments analyzed in the Brazilian Cerrado, Brazil. The shaded background represents the regional extent of the Cerrado biome. The study areas include IP and IF in Ipameri, Goiás; AC in Campo Alegre de Goiás, Goiás; CN in Caldas Novas, Goiás; and Panga in Uberlândia, Minas Gerais. The upper-left inset shows the relative position of the study region within Brazil, and the lower-right inset shows the relative position of the Goiás fragments. Graticule labels indicate latitude and longitude in geographic coordinates.

Table 1. Spatial characterization of the Semideciduous Seasonal Forest (SSF) fragments analyzed in the Brazilian Cerrado.

Site code	Location	Area (ha)
IP	UEG–Ipameri (GO)	15.53
AC	Campo Alegre de Goiás (GO)	21.67
IF	Rural area of Ipameri (GO)	5.70
CN	Caldas Novas (GO)	10.82
Panga	Uberlândia (MG)	448.49

Note: Fragment area was estimated from the classified Sentinel-2-pixel mask used in the NDVI-based spectral–structural classification. Each 10 m pixel corresponds to 0.01 ha.

2.2. Sampling Design

In each fragment, three parallel transects were established perpendicular to the forest edge and spaced at least 50 m apart. Each transect extended 100 m toward the interior of the fragment, starting at the outer contact line with the adjacent matrix.

Along each transect, ten permanent 10×10 m plots were systematically established at 10 m intervals, totaling 30 plots (3,000 m²; 0.3 ha) per fragment and 150 plots across the entire study. The plots were physically demarcated in the field using iron stakes, tape, and string, following the edge–interior direction. This design allowed the edge–interior gradient to be represented from 0 to 100 m in a standardized manner among fragments.

The field design sought spatial compatibility with the 10 m Sentinel-2 resolution; however, exact geometric coincidence between plot boundaries and the Sentinel-2 pixel grid was not assumed. Therefore, plot polygons were used as spatial units for plot-level spectral extraction. The sampling design is shown in Figure 2.

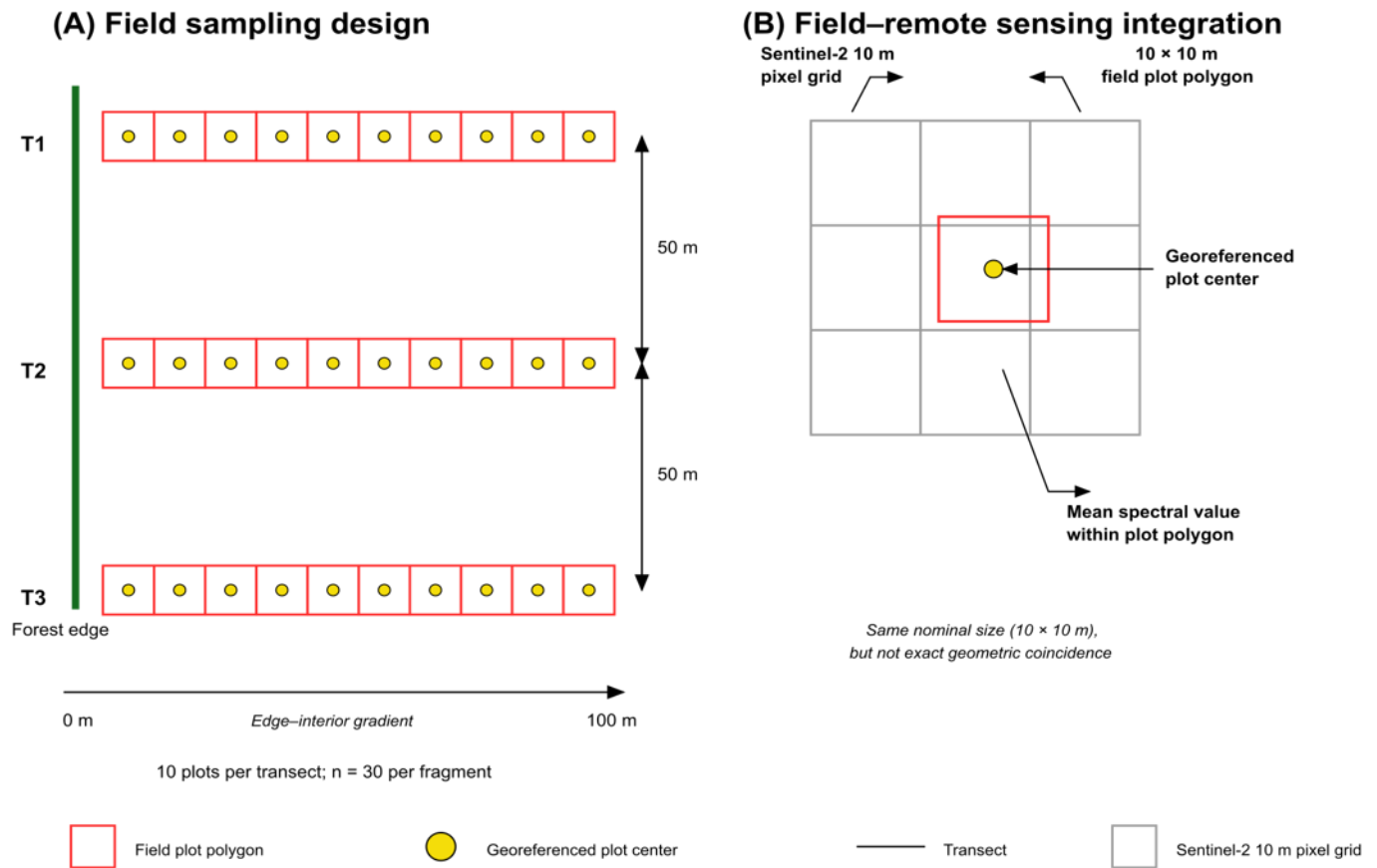


Figure 2. Sampling design and integration between field and remote sensing data in Semideciduous Seasonal Forest fragments in the Brazilian Cerrado. (A) Arrangement of transects and permanent 10 × 10 m plots along the edge–interior gradient within a forest fragment. (B) Conceptual representation of the spatial integration between 10 × 10 m field plot polygons and Sentinel-2 pixels. Although field plots and Sentinel-2 pixels have the same nominal spatial dimension, exact geometric coincidence was not assumed; therefore, spectral values were summarized as mean values within each plot polygon and linked to field-based structural attributes measured in the corresponding plot.

Transect-based sampling perpendicular to forest edges is a conventional design in edge-effect studies because it allows vegetation structure and composition to be organized as a function of distance from the matrix–forest boundary (CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1995; HARPER et al., 2005; MARIANO et al., 2024; PACIENCIA; PRADO, 2004). In this study, this conventional field design was retained to ensure comparability with previous edge-effect studies, whereas its integration with georeferenced plot polygons, Sentinel-2 spectral indices,

and continuous pixel-level modeling was used to evaluate whether edge-related structural patterns are preserved or modified when analyzed beyond fixed distance classes.

2.3. Vegetation Structural Data

Phytosociological surveys were conducted between August and October of the respective survey years, according to the field schedule of each fragment: IF in August–September 2016, CN in August–September 2017, AC in September–October 2017, IP in August–October 2018, and Panga in August–September 2019. These surveys followed procedures widely adopted for seasonal tropical forests (MARIANO et al., 2024; OLIVEIRA; MARQUIS, 2002), and these periods were used to guide the temporal selection of Sentinel-2 scenes for each fragment.

In all fragments, tree community sampling followed the same standardized protocol. All live tree individuals with circumference at breast height (CBH) ≥ 15 cm were sampled, with CBH measured at 1.30 m above ground level. Each individual was tagged with a numbered aluminum plate and identified in the field or subsequently by specialists. When necessary, botanical material was collected and prepared as herbarium specimens to support taxonomic identification.

For each individual, CBH and total height were recorded. Tree height was estimated using a 14 m pruning pole and a Haglof clinometer. Individual basal area was estimated assuming a circular cross-section of the trunk and was subsequently aggregated by plot and standardized per hectare.

Plot centers and vertices were georeferenced in the field using a Garmin Oregon 750t handheld GPS receiver, and 10×10 m vector polygons were created from the field-measured plot vertices. Basal area per plot was adopted as the main field structural metric because it integrates tree density and individual size and is widely used as a proxy for canopy structure in ecological and remote sensing studies (CHAVE et al., 2014).

Floristic similarity along the edge–interior gradient was evaluated using two complementary similarity metrics commonly applied in community ecology (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012; MAGURRAN, 2004). The Jaccard coefficient was used to assess similarity based on species presence/absence and was calculated as $J = a/(a + b + c)$, where a represents the number of species shared between two distance classes, and b and c represent the numbers of species occurring exclusively in each of the compared classes. Thus, the Jaccard coefficient emphasizes compositional similarity independently of species abundance. The Morisita–Horn coefficient was used as a complementary abundance-based similarity measure because it

incorporates the relative abundance of species and therefore provides an abundance-sensitive complement to the presence/absence-based Jaccard coefficient. Distance classes were grouped using UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean), an agglomerative hierarchical clustering method that joins groups according to their average pairwise similarity. This approach allowed us to evaluate whether floristic composition and abundance structure were organized along the edge–interior gradient.

2.4. Remote Sensing Data

Sentinel-2 Multispectral Instrument (MSI) Level-2A surface reflectance images were obtained from the Copernicus platform. For each fragment, one cloud-free image with cloud cover lower than 1% was selected as close as possible to the phytosociological survey period. The selected image acquisition dates were 19 August 2016 for IF, 22 September 2017 for CN, 21 September 2017 for AC, 18 September 2018 for IP, and 22 August 2019 for Panga. These dates were temporally matched to the field inventories conducted between August and October of the respective survey years. Additional information on field survey period, Sentinel-2 acquisition date, product level, source platform, seasonal context, and cloud-cover criterion is provided in Supplementary Table S2.

The images have a spatial resolution of 10 m in the visible and near-infrared bands, allowing detailed spatial analysis of vegetation in the studied fragments. From these images, the following spectral indices were derived: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Enhanced Vegetation Index (EVI), Normalized Difference Moisture Index (NDMI), and vegetation fraction (VF) (CARLSON; RIPLEY, 1997; DEL NERO VELASCO et al., 2019; HUETE et al., 2002; ZHAO et al., 2025). NDVI was included because it is one of the most widely used vegetation indices for representing canopy greenness, photosynthetic activity, and vegetation structural condition, and has been broadly applied in ecological studies based on satellite imagery (CARLSON; RIPLEY, 1997; DEL NERO VELASCO et al., 2019; HUETE et al., 2002; PETTORELLI et al., 2005). NDMI was included as a complementary index because it incorporates the shortwave infrared band and is sensitive to variation in canopy water condition, allowing NDVI-based structural interpretation to be complemented by information related to relative canopy moisture (JIANG et al., 2021; ZELLWEGER et al., 2019).

NDVI and EVI were calculated from bands with 10 m spatial resolution, whereas NDMI was derived from the shortwave infrared band (SWIR, B11), which has an original spatial resolution of 20 m. To allow spatial integration among indices and compatibility with the 10 × 10 m sample plots, NDMI was resampled to 10 m. This step ensured geometric compatibility

among datasets; however, the effective resolution of NDMI remains conditioned by its original scale and should therefore be interpreted as a complementary functional indicator of canopy structure.

Vegetation fraction (VF) was estimated from NDVI using linear normalization between minimum and maximum reference values ($\text{NDVI}_{\text{max}} = 0.95$ and $\text{NDVI}_{\text{min}} = 0.05$), defined from the empirical distribution of the sample set (CARLSON; RIPLEY, 1997). The resulting VF layer was kept at 10 m spatial resolution and geometrically compatible with the other indices derived from higher-resolution bands.

Spectral extraction at the plot level was performed in ArcGIS Pro by spatial overlay between the 10×10 m vector plot polygons and the spectral-index raster layers. Because exact geometric coincidence between field plots and the Sentinel-2 pixel grid cannot be assumed, the mean spectral value within each plot polygon was used as the plot-level spectral summary. This procedure provided spectral values spatially compatible with field-measured structural attributes. The formulas used to calculate the spectral indices are provided in the Supplementary Materials (Table S1).

2.5. Structural–Spectral Integration

The integration between vegetation structure and spectral response was performed by analyzing the relationship between basal area per plot and vegetation indices derived from Sentinel-2 imagery. Plots were used as observational units for field–remote sensing integration, with basal area values associated with mean spectral values extracted within the respective plot polygons. Therefore, the analyses were interpreted as plot-level structural–spectral associations rather than as strict independent replication at the fragment level.

Pearson correlation coefficients were calculated to quantify the linear association between basal area and the NDVI, EVI, NDMI, and VF indices. This approach allowed us to assess the ability of each index to represent plot-level structural variation in vegetation along the edge–interior gradient.

Based on the obtained coefficients, NDVI was selected as the index with the strongest correspondence with basal-area variation and was therefore adopted as the main variable in subsequent edge-related analyses. Additionally, NDMI was used as a complementary metric to characterize variation in canopy water condition, especially in pixel-level spatial analyses. This choice was therefore supported both by the established use of NDVI as a proxy for vegetation structural condition in remote sensing studies and by its empirical correspondence with plot-level basal-area variation in the present dataset.

2.6. Local-Scale Structural Transition Detection

Structural transitions along the edge–interior gradient were evaluated using segmented regression applied to mean basal area and NDVI values organized into distance classes from 0–10 m to 90–100 m. Initially, simple linear models were fitted relating structural and spectral variables to distance from the edge. Segmented regression was then applied to estimate the breakpoint, interpreted as a statistical transition point in the relationship between each response variable and distance from the forest edge.

The models were fitted in the R environment using the segmented package, allowing estimation of the breakpoint and its respective confidence intervals (MUGGEO, 2016). The analyses were conducted considering the sampling extent corresponding to the transects (0–100 m), so that the estimated values represent local-scale edge-related transition distances within the discrete plot-based sampling design.

2.7. Continuous Pixel-Level Spatial Modeling

Continuous-scale edge-related modeling was performed at the pixel level using Sentinel-2 imagery with 10 m spatial resolution. For each fragment, a distance-to-edge raster was generated from the vector boundary of the forest area, considering only pixels located inside the fragments. Distance values were associated with the internal pixels based on their spatial position relative to the nearest forest edge.

NDVI values were associated with each internal pixel and related to the respective distance from the edge, forming a continuous spatial observation dataset. All spectral indices used in the analyses were previously harmonized to 10 m spatial resolution, ensuring geometric consistency in the pixel-by-pixel analysis. This approach allowed the edge–interior gradient to be analyzed continuously, reducing limitations associated with discretization into distance classes.

Based on this dataset, a segmented regression model was fitted to estimate the breakpoint along the spatial gradient, using NDVI as the response variable and distance from the edge as the explanatory variable. The models were fitted in the R environment using the segmented package (MUGGEO, 2016), considering a single breakpoint as a parsimonious approximation of the dominant transition pattern in each fragment.

To evaluate the quality and uncertainty of the estimates, a bootstrap resampling procedure with 2000 iterations was applied, allowing the empirical distribution of breakpoints and their respective confidence intervals to be obtained. The estimated breakpoint was interpreted as an edge-related spectral transition distance, not as a definitive boundary beyond

which edge influence ceases. Thus, especially in larger and more heterogeneous fragments, this approach should be understood as a simplification of a potentially complex spatial response, in which local heterogeneity may generate multiple internal patterns. This framework reduced potential biases associated with the aggregation of discrete sampling units, known as the Modifiable Areal Unit Problem (MAUP).

2.8. Spatial Heterogeneity and Spectral–Structural Classification

The internal heterogeneity of the fragments was evaluated by classifying NDVI values at the pixel level, allowing the discrimination of different spectral–structural conditions associated with vegetation vigor and canopy density. Five spectral–structural classes were defined based on operational NDVI thresholds (<0.20 ; $0.20–0.35$; $0.35–0.45$; $0.45–0.55$; ≥ 0.55), interpreted as indicative of degraded or exposed areas, herbaceous vegetation, intermediate vegetation, dense vegetation, and vegetation with greater canopy structural development, respectively.

The definition of spectral classes based on NDVI thresholds is a widely used approach in remote sensing studies applied to landscape ecology and vegetation monitoring (COLMAN et al., 2024a; HUETE et al., 2002; REX et al., 2025). The area occupied by each class was estimated by pixel counting, considering the 10 m spatial resolution of Sentinel-2 imagery, followed by conversion to hectares.

To complement the structural interpretation provided by NDVI, NDMI was incorporated as an indicator of the relative water condition of the canopy. The analysis was conditioned on the NDVI spectral–structural classes, allowing the identification of canopy moisture variation among pixels with similar NDVI-based structural conditions. This approach made it possible to evaluate the internal organization of fragments beyond the edge–interior gradient, revealing spatial heterogeneity patterns that are not explained exclusively by distance from the edge.

3. Results

3.1. Tree Community Structure and Edge–Interior Floristic Organization

The similarity dendrograms showed a consistent organization of the tree community along the edge–interior gradient in the analyzed fragments (Figures 3 and 4).

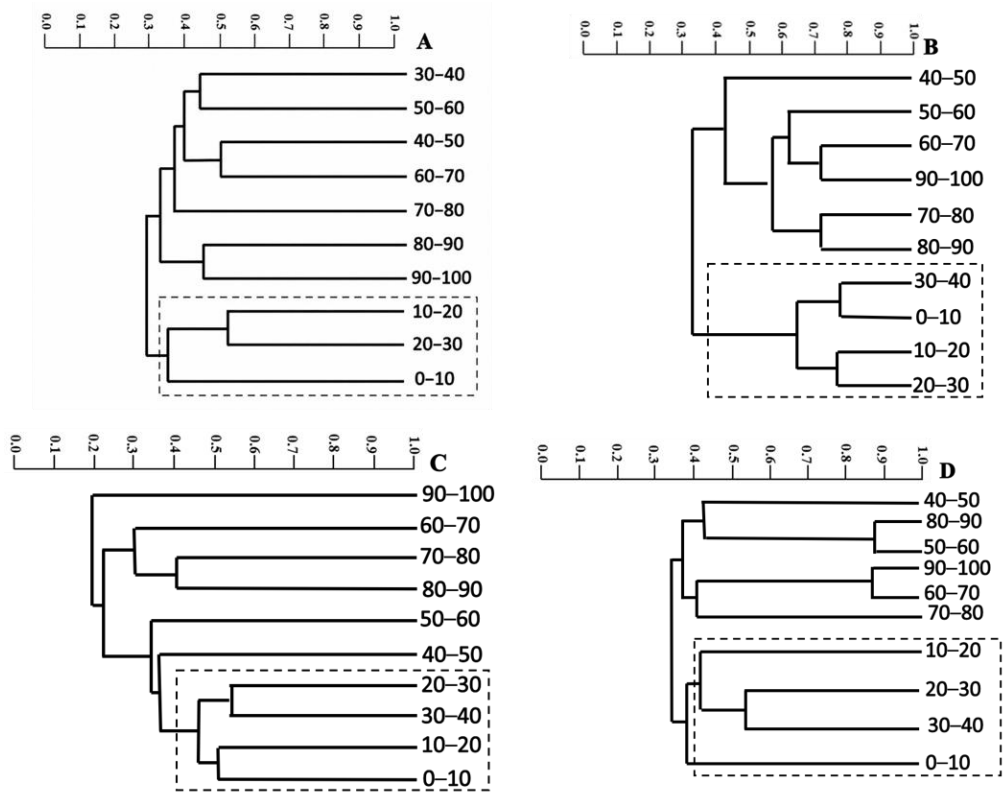


Figure 3. Jaccard similarity coefficient. Similarity dendrograms based on the Jaccard coefficient for four fragments of Semideciduous Seasonal Forest in southeastern Goiás. The clusters were generated from the presence/absence of species in the plots along the edge–interior gradient, using the UP-GMA clustering technique: (A) IP, (B) AC, (C) IF, and (D) CN. Dashed boxes highlight groups of distance classes with greater floristic similarity along the gradient.

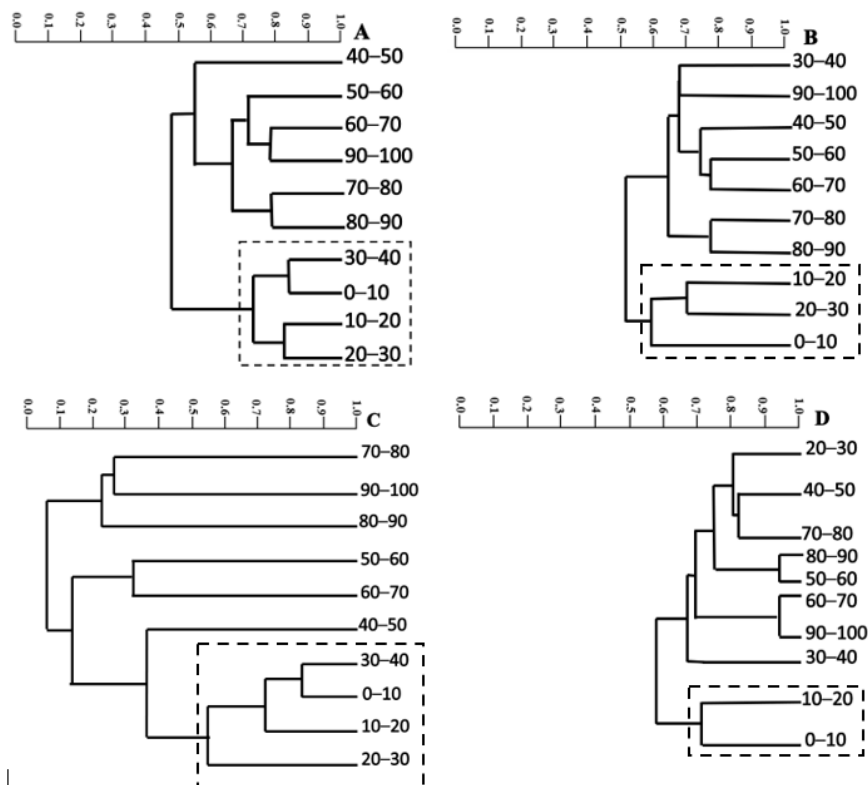


Figure 4. Morisita–Horn similarity coefficient. Similarity dendrograms based on the Morisita–Horn coefficient for the same fragments shown in Figure 3. The clusters were generated from the relative abundance of species in the plots along the edge–interior gradient, using the UPGMA clustering technique: (A) IP, (B) AC, (C) IF, and (D) CN. Dashed boxes highlight groups of distance classes with greater abundance-based floristic similarity along the gradient.

Both the groupings based on the presence/absence of species, represented by the Jaccard coefficient, and those based on relative abundance, represented by the Morisita–Horn index, showed concordant patterns, indicating robustness in the detection of floristic structure.

In fragments IP, AC, IF, and CN, the formation of two main groups was observed, corresponding to plots located near the edge and those located in the interior of the fragments (Figures 3A–D and 4A–D). The consistency between the coefficients used indicates that the separation is not only a result of species composition, but also reflects differences in abundance structure, suggesting ecological reorganization along the gradient. The position of the transition between groupings varied among fragments. In fragments IP and AC, this change occurred approximately 30 m from the edge, whereas in fragment IF the transition was observed between approximately 30 and 40 m. In fragment CN, the separation occurred closer to the edge, around 20 m. In the larger structural reference fragment, represented by Panga, segregation between edge and interior plots was also observed (Figure 5).

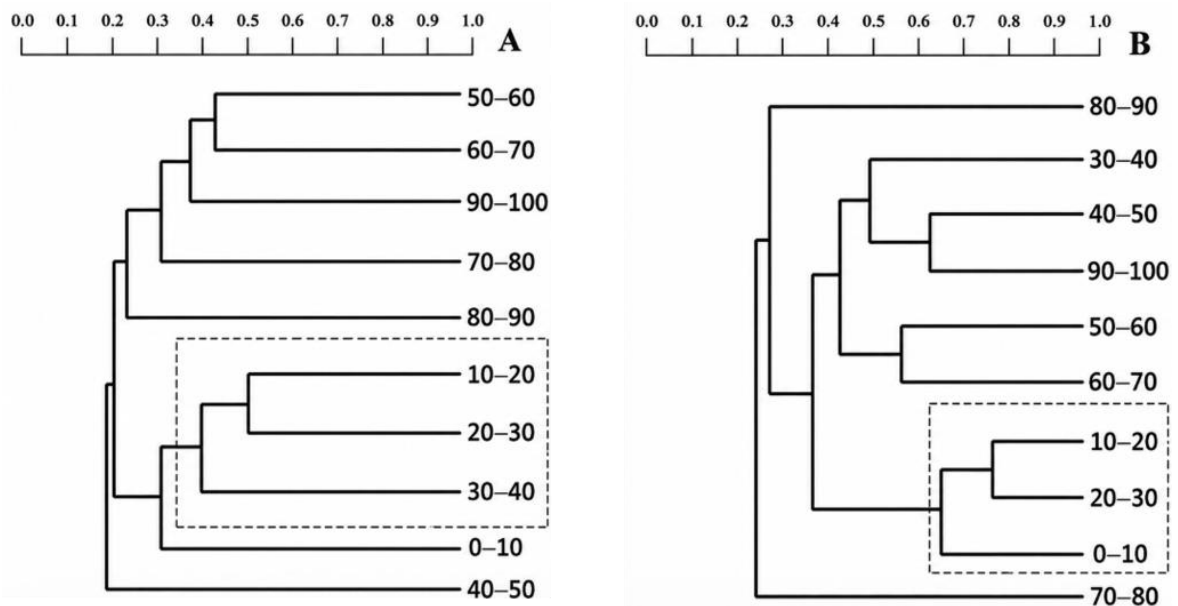


Figure 5. Similarity dendrograms for the Panga fragment, located in the Panga Reserve, Uberlândia, Minas Gerais. The clusters were generated from plots along the edge–interior gradient using the UPGMA clustering technique. (A) Jaccard coefficient based on species

presence/absence; (B) Morisita–Horn coefficient based on relative abundance. Dashed boxes highlight groups of distance classes with greater floristic similarity along the gradient.

The transition estimates were approximately 40 m based on the Jaccard coefficient and approximately 30 m considering the Morisita–Horn index. The convergence between different metrics reinforces the consistency of the identified pattern, even in a fragment with greater extent and structural complexity.

In general, the results indicate that the structure of the tree community is organized along a continuous spatial gradient associated with distance from the edge, with detectable transitions predominantly within the first 20 to 50 m from the forest boundary. This pattern indicates that edge-related compositional and abundance changes are expressed as a zone of ecological reorganization, in which variations in species composition and abundance may reflect environmental contrasts associated with the adjacent matrix.

3.2. Structural–Spectral Correspondence

The relationship between basal-area variation and spectral indices was evaluated through the correlation between average basal area per plot (BA) and the NDVI, EVI, NDMI, and VF indices ($n = 150$ plots) (Table 2).

Table 2. Pearson correlation between average basal area per plot (BA) and spectral indices ($n = 150$).

Index	r (BA $\times$ index)	p-value
NDVI	0.950	< 0.001
EVI	0.178	0.029
NDMI	0.803	< 0.001
VF	0.728	< 0.001

Note: Pearson correlation coefficients (r) were calculated for $n = 150$ plots. p-values refer to two-tailed tests.

NDMI = Normalized Difference Moisture Index; VF = vegetation fraction.

Basal area showed a very high positive correlation with NDVI ($r = 0.950$; $p < 0.001$), indicating a strong correspondence between plot-level basal-area variation and the spectral response captured by this index (Table 2). Positive correlations were also observed between BA and NDMI ($r = 0.803$; $p < 0.001$) and between BA and VF ($r = 0.728$; $p < 0.001$), although with lower magnitude. In contrast, EVI showed a weak correlation with basal area ($r = 0.178$; $p = 0.029$), suggesting lower sensitivity of this index to basal-area variation in the studied fragments (Table 2).

The observed pattern indicates that NDVI was the index that best represented plot-level basal-area variation along the edge–interior gradient and was therefore selected as the main variable for subsequent edge-related modeling analyses. Additionally, NDMI showed a high correlation with basal area and was used as a complementary metric in spatial analyses, especially to characterize variation in canopy water condition and internal heterogeneity of the fragments.

3.3. Multivariate Field–Remote Sensing Integration

The multivariate relationship between basal-area variation and spectral indices was evaluated using Principal Component Analysis (PCA), employing a standardized correlation matrix constructed from basal area values and mean NDVI, EVI, NDMI, and VF values extracted within the 150 plot polygons (Figure 6).

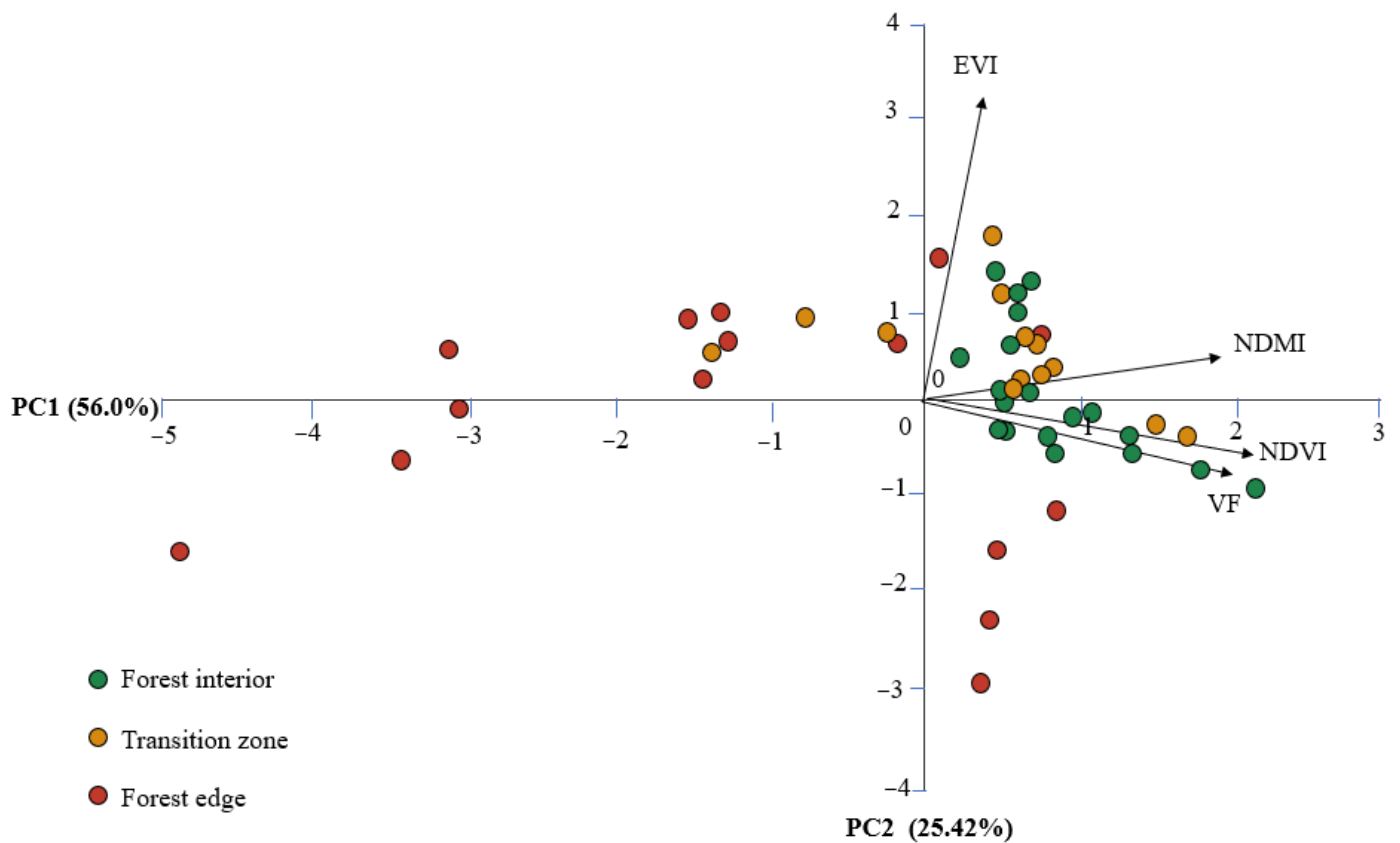


Figure 6. Biplot of the Principal Component Analysis (PCA) integrating basal area (BA) and spectral indices (NDVI, EVI, NDMI, and VF), calculated from a standardized correlation matrix ($n = 150$ plots). PC1 explains 56.0% and PC2 explains 25.4% of the total variance, totaling 81.4% cumulative variance. Points represent sample plots classified phytosociologically as forest edge, transition zone, and forest interior.

The first two principal components explained most of the total variance in the data (81.4%), with 56.0% attributed to PC1 and 25.4% to PC2 (Figure 6). PC1 showed higher loadings associated with NDVI, NDMI, and VF, indicating that this component synthesizes basal-area-related spectral variation associated with green biomass and canopy cover. In contrast, PC2 was predominantly influenced by EVI, suggesting greater sensitivity of this index to specific variations in reflectance in environments with higher leaf density.

The projection of plots in multivariate space showed consistent separation along the edge–interior gradient previously identified in the phytosociological analyses (Figure 6). Plots classified as edge were concentrated in a distinct region of the ordination space, whereas interior plots showed greater cohesion and association with higher values of the structural indices. Transition plots occupied an intermediate position, indicating continuity of the gradient. This pattern indicates that the combined variation of spectral indices was consistent with the field-based structural organization, reinforcing the consistency of the integration between field data and remote sensing and indicating that basal-area-related structural variation can be captured in a multivariate space.

3.4. Plot-Scale Gradient Detection

Segmented regression applied to average profiles by distance classes from 0–10 m to 90–100 m indicated the presence of breakpoints for both basal area (BA) and NDVI along the edge–interior gradient (Table 3).

Table 3. Breakpoints estimated by segmented regression for basal area (BA) and NDVI at the plot level.

Fragment	Variable	BP (m)	95% CI (m)
AC	BA	17.1	13.3–17.1
AC	NDVI	15.8	14.1–15.8
CN	BA	29.2	14.3–29.2
CN	NDVI	29.1	14.4–29.1
IF	BA	20.1	15.8–21.0
IF	NDVI	20.4	16.2–20.4
IP	BA	35.0	13.1–35.0
IP	NDVI	35.0	4.4–35.0
Panga	BA	29.3	–42.2–29.3
Panga	NDVI	19.2	–22.6–19.2

Note: BP = estimated breakpoint distance; 95% CI = 95% confidence interval. Negative lower confidence limits reflect model uncertainty and should not be interpreted as ecologically meaningful distances.

Breakpoint estimates varied among fragments, with NDVI values ranging from 15.8 m to 35.0 m and basal area values ranging from 17.1 m to 35.0 m (Table 3). Overall, the results indicate that edge-related structural transitions were concentrated predominantly within the first 20 to 40 m from the edge, in agreement with the patterns detected in the phytosociological analyses.

Despite the overall consistency of the estimated values, the 95% confidence intervals showed wide variation among fragments, including, in some cases, values close to or below 0 m (Table 3). This uncertainty reflects limitations inherent to the spatial discretization of plots and structural variability along the transects. The comparison among fragments shows differences in the estimated edge-related transition distances, but with overlapping confidence intervals, indicating that the plot-based approach, while informative for detecting changes along the gradient, has limitations in accurately estimating the position of the transition point at the fragment level.

These results indicate that, although plot-scale analysis can capture edge-related structural variation, the estimation of transition distances is subject to uncertainty associated with sample resolution. Therefore, continuous-scale modeling was performed to evaluate the edge–interior gradient with greater spatial detail.

3.5. Pixel-Scale Gradient Detection

Pixel-scale segmented modeling revealed a continuous and spatially detailed edge–interior spectral gradient in the five fragments analyzed, reducing the limitations associated with discretizing the sampling into plots (Table 4).

Table 4. Pixel-by-pixel breakpoints estimated per fragment with 95% confidence intervals.

Fragment	Original BP (m)	Bootstrap mean (m)	Standard error	Lower 95% CI	Upper 95% CI
IF	13.57	13.05	4.40	4.78	21.66
AC	14.01	13.81	1.22	10.65	15.65
CN	22.10	21.63	1.73	18.43	24.38
IP	38.85	39.64	4.26	33.48	48.74
Panga	398.01	173.71	176.45	21.16	442.39

Note: BP = breakpoint. Values indicate the original breakpoint estimate, bootstrap mean, standard error, and 95% confidence interval obtained from 2000 bootstrap iterations. Breakpoints represent the estimated edge-related spectral transition distance from the outer forest edge in each fragment.

By representing NDVI variation continuously along the distance-to-edge gradient, the pixel-by-pixel approach reduced spatial gaps and allowed breakpoint estimation with greater consistency, including the quantification of uncertainty through bootstrap resampling (Table 4).

Breakpoint estimates varied among fragments, with lower values in IF and AC (~13–14 m), intermediate values in CN (~22 m), and higher values in IP (~39 m) (Table 4). In the Panga fragment, the point estimate was substantially higher and accompanied by a wide confidence interval, reflecting the greater spatial extent and internal structural heterogeneity of this fragment.

The comparison between approaches highlights relevant differences in the estimation of edge-related transition distances. While the plot-based analysis indicated more restricted values with high uncertainty (Table 3), continuous modeling revealed greater spatial variability and allowed more complex gradients to be captured, especially in larger fragments. Overall, the pixel-scale estimates differentiated fragments with shorter, intermediate, and longer estimated transition distances, while also revealing that the Panga fragment does not conform to a single, well-defined transition pattern.

3.6. Fragments with Shorter Estimated Transition Distances: IF and AC

The IF and AC fragments presented the lowest breakpoint values in the pixel-scale modeling, with estimates close to 13–14 m, indicating that the estimated edge-related spectral transition occurs in the first few meters from the forest boundary (Table 4). In both fragments, the relationship between NDVI and distance from the edge showed an initial increase in NDVI within the first meters of the gradient, followed by stabilization after the breakpoint estimated by the segmented model (Figures 7 and 8).

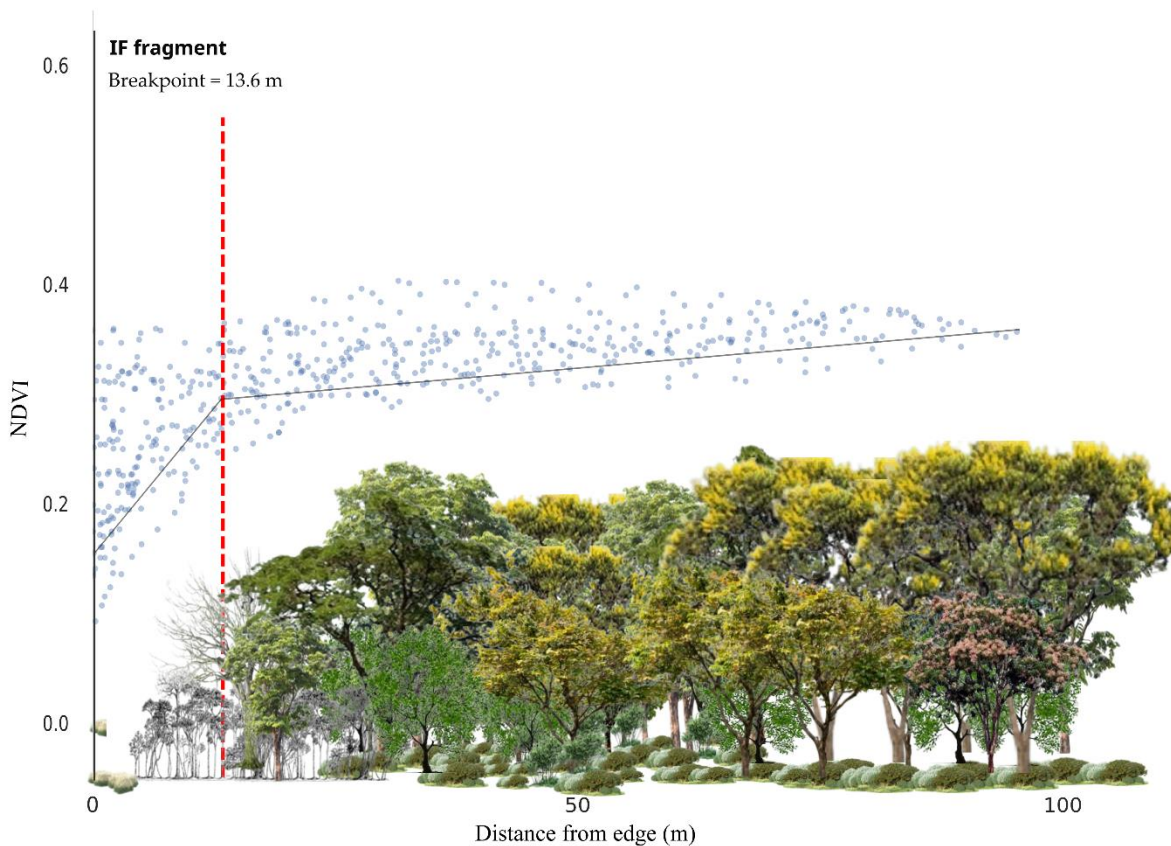


Figure 7. Pixel-level segmented modeling of the relationship between NDVI and distance from the forest edge in the IF fragment. Each point represents a 10 m Sentinel-2 pixel distributed along the edge–interior gradient. The solid line represents the segmented model fit, whereas the dashed vertical line indicates the estimated breakpoint at 13.6 m, interpreted as the estimated edge-related spectral transition distance. NDVI values tend to stabilize beyond the estimated breakpoint. The vegetation background is a schematic illustration used only to aid visual interpretation and does not represent a field photograph or a taxonomically diagnostic representation of the fragment.

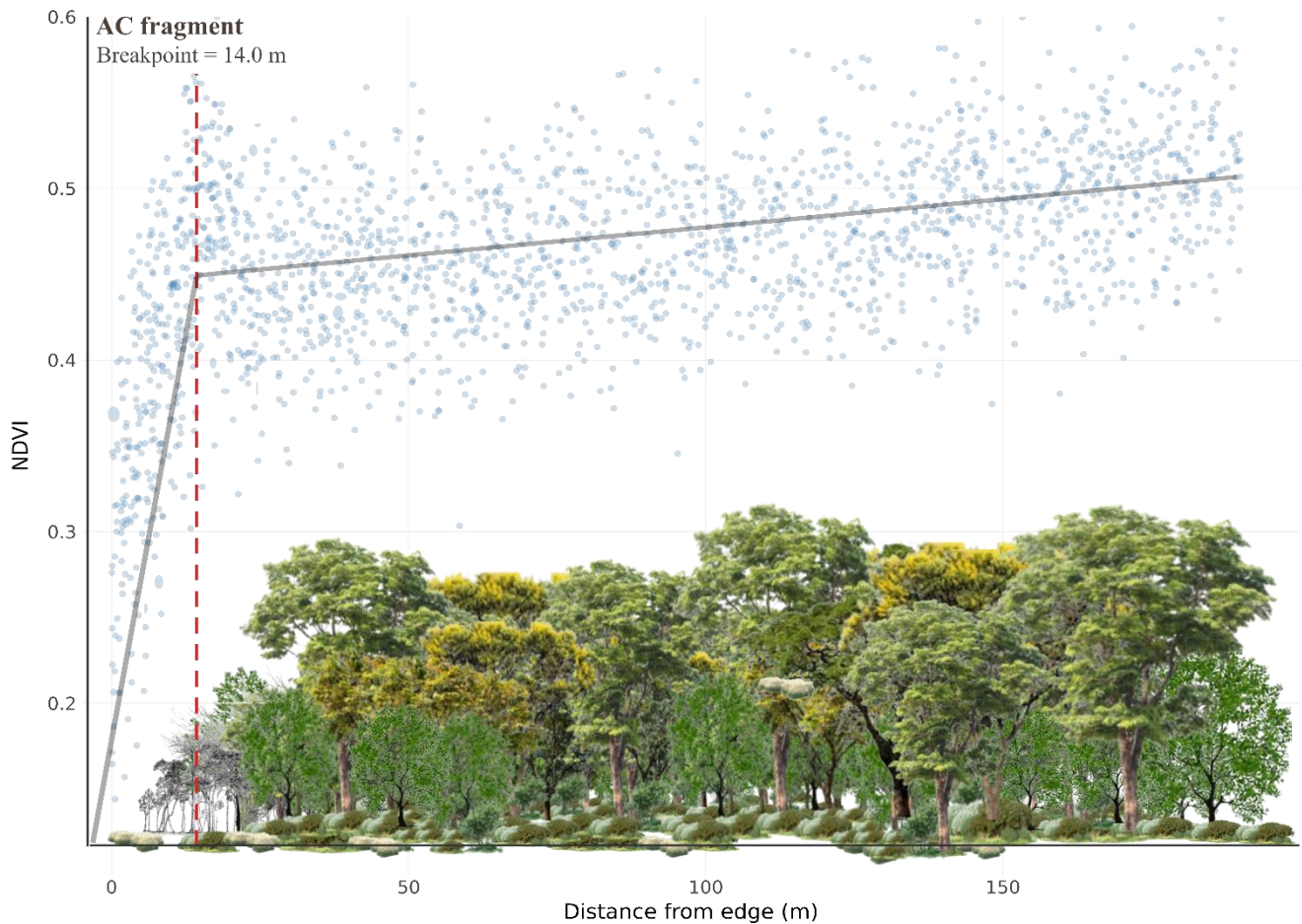


Figure 8. Pixel-level segmented modeling of the relationship between NDVI and distance from the forest edge in the AC fragment. Each point represents a 10 m Sentinel-2 pixel distributed along the edge–interior gradient. The solid line represents the segmented model fit, whereas the dashed vertical line indicates the estimated breakpoint at 14.0 m, interpreted as the estimated edge-related spectral transition distance. NDVI values tend to stabilize beyond the estimated breakpoint. The vegetation background is a schematic illustration used only to aid visual interpretation and does not represent a field photograph or a taxonomically diagnostic representation of the fragment.

This pattern indicates that most of the NDVI change associated with distance from the edge was concentrated within a relatively narrow band, beyond which spectral values showed less variation along the gradient. In fragment IF, a reduction in the variability of NDVI values was observed after the breakpoint, suggesting spectral stabilization in the internal portions of the fragment (Figure 7). Similarly, fragment AC showed a consistent pattern of stabilization after the breakpoint, with the distribution of NDVI values indicating lower structural heterogeneity compared to fragments with more extensive gradients (Figure 8).

Taken together, these results characterize IF and AC as fragments with shorter estimated edge-related transition distances, in which the NDVI response became comparatively more

stable after the breakpoint, resulting in a spatially limited transition zone and greater structural homogeneity within the fragments.

3.7. Fragment with Intermediate Estimated Transition Distance: CN

In fragment CN, the estimated breakpoint (~22 m) indicates an intermediate edge-related spectral transition distance compared to IF and AC, suggesting a more gradual NDVI response along the edge–interior gradient (Table 4). The relationship between NDVI and distance from the edge shows a less abrupt pattern, with a gradual increase in index values along the gradient and greater dispersion of points along the fitted curve (Figure 9).

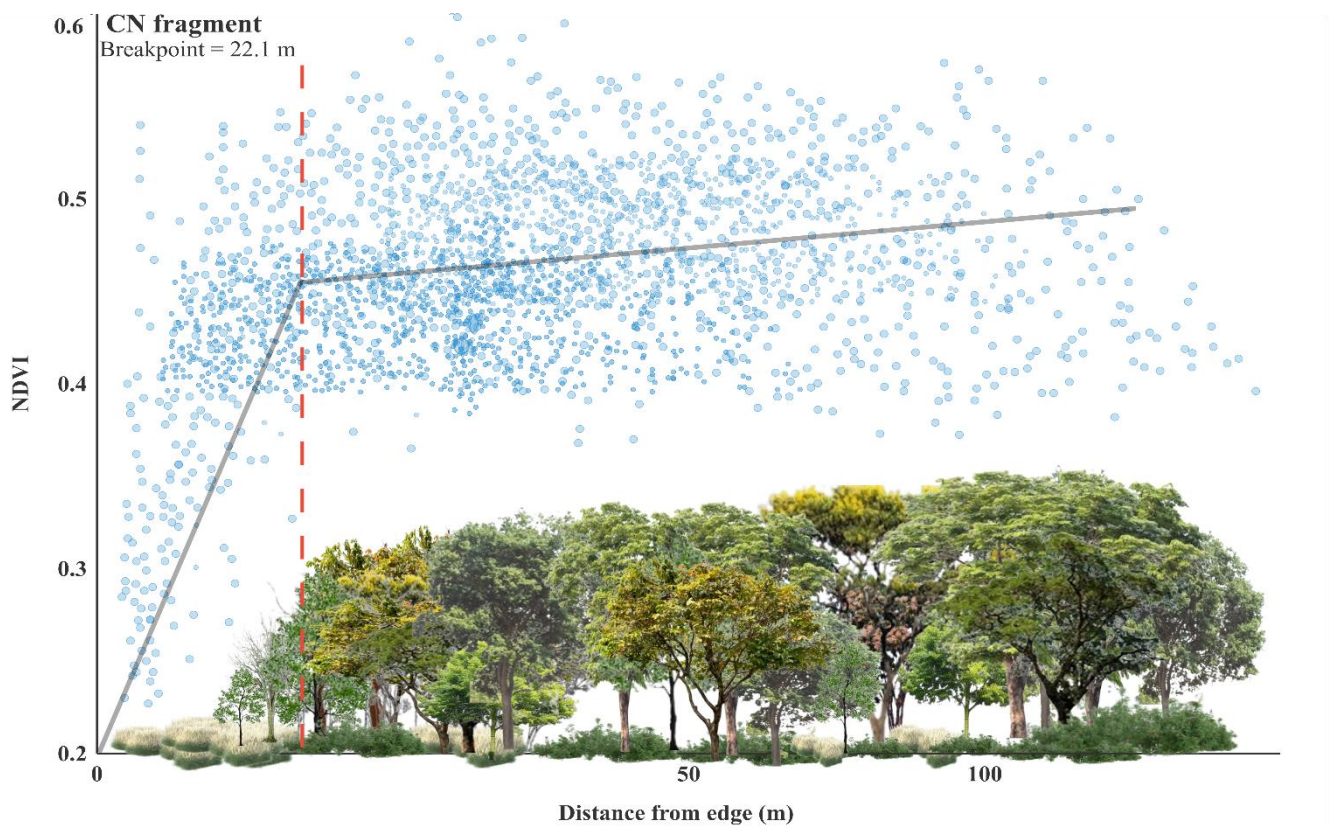


Figure 9. Pixel-level segmented modeling of the relationship between NDVI and distance from the forest edge in the CN fragment. Each point represents a 10 m Sentinel-2 pixel distributed along the edge–interior gradient. The solid line represents the segmented model fit, whereas the dashed vertical line indicates the estimated breakpoint at 22.1 m, interpreted as the estimated edge-related spectral transition distance. NDVI values tend to stabilize beyond the estimated breakpoint. The vegetation background is a schematic illustration used only to aid visual interpretation and does not represent a field photograph or a taxonomically diagnostic representation of the fragment.

This behavior indicates greater spectral variability along the fragment, in contrast to the faster stabilization observed in IF and AC. In addition to the general transition pattern, local variations in NDVI values were observed along the edge–interior gradient, suggesting the occurrence of internal structural heterogeneity. This variability is expressed as dispersion of spectral values, indicating that areas with similar NDVI-based structural conditions may occur at different distances from the edge. Thus, CN occupies an intermediate position along the estimated transition-distance gradient, with a transition zone broader than those observed in IF and AC but less prolonged than that detected in IP.

3.8. Fragment with Longer Estimated Transition Distance: IP

The IP fragment presented the highest breakpoint value among the Ipameri fragments, with an estimate close to 39 m, indicating a longer estimated edge-related spectral transition distance along the edge–interior gradient (Table 4). The relationship between NDVI and distance from the edge reveals a gradual transition pattern, with high dispersion of spectral values, especially in the first meters of the gradient (Figure 10).

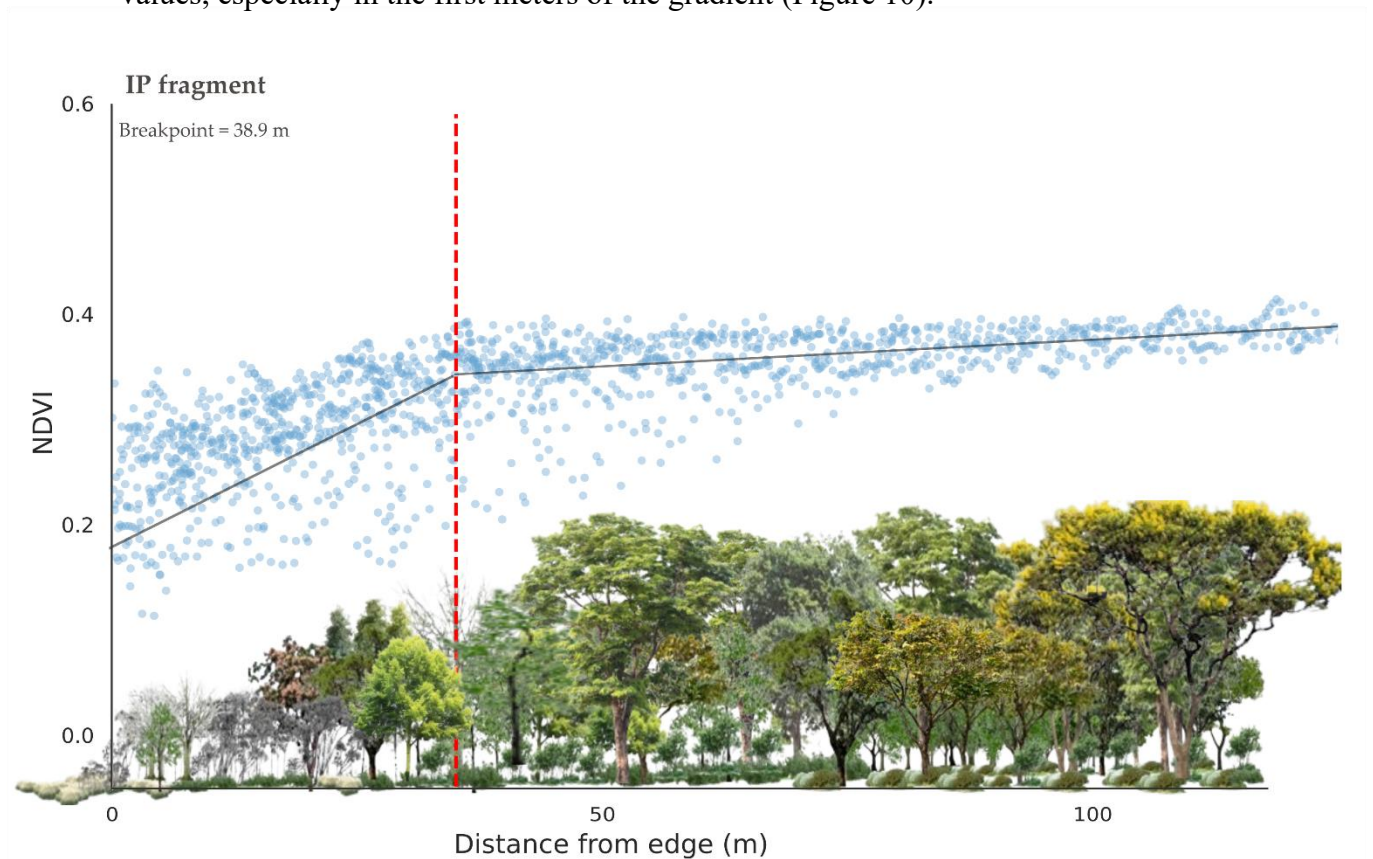


Figure 10. Pixel-level segmented modeling of the relationship between NDVI and distance from the forest edge in the IP fragment. Each point represents a 10 m Sentinel-2 pixel distributed along the edge–interior gradient. The solid line represents the segmented model fit, whereas the

dashed vertical line indicates the estimated breakpoint at 38.9 m, interpreted as the estimated edge-related spectral transition distance. NDVI values tend to stabilize beyond the estimated breakpoint. The vegetation background is a schematic illustration used only to aid visual interpretation and does not represent a field photograph or a taxonomically diagnostic representation of the fragment.

Unlike fragments with shorter and intermediate estimated transition distances, the increase in NDVI over distance does not occur abruptly, but rather as a continuous process, with local variations throughout the gradient.

The pixel distribution indicates greater spectral variability, with contrasting NDVI values throughout the fragment, suggesting the occurrence of internal vegetation mosaics associated with different developmental stages and NDVI-based structural conditions. This pattern shows that, in fragments with greater extent and complexity, edge-related spectral variation is not restricted to a well-defined strip, but is expressed as a more diffuse gradient, influenced both by distance from the edge and by the internal spatial organization of vegetation.

3.9. Large and Highly Heterogeneous Fragment: Panga

The Panga fragment showed a distinct pattern compared to the other fragments, with a substantially higher point estimate of the breakpoint and wide bootstrap uncertainty (Table 4). This pattern reflects the greater spatial extent of the fragment and the higher internal spectral–structural heterogeneity captured by continuous-scale modeling. The distribution of NDVI values as a function of distance from the edge did not indicate a single, well-defined transition zone. Instead, high spectral variability was observed along the gradient, with pixels showing different NDVI values distributed across multiple positions within the fragment.

In this context, the single-breakpoint estimate for Panga carries greater uncertainty and should be interpreted as an average statistical synthesis of a more heterogeneous spatial pattern. Thus, unlike the smaller fragments, in which the edge–interior transition was more clearly delimited, Panga showed a more diffuse NDVI response, consistent with its larger area and internal structural complexity (LAURANCE et al., 1997; MAGNAGO et al., 2017; TURNER; GARDNER, 2015).

3.10. Internal Spectral–Structural Heterogeneity of Fragments beyond the Edge–Interior Gradient

Classification of NDVI values at the pixel scale allowed characterization of the internal spectral–structural organization of the fragments, complementing the estimate of edge-related spectral transition distances obtained by segmented modeling (Figure 11). To provide direct

visual context for the fragmented landscape, this figure also includes a Sentinel-2 true-color composite of the CN fragment and its surrounding agricultural matrix.



(A) Sentinel-2 true-color composite



(B) NDVI-based spectral-structural classes

(C) NDVI classes and NDMI canopy moisture

Colors—NDVI-based spectral structural classes

- Degraded or exposed areas
- Herbaceous vegetation
- Intermediate vegetation
- Dense vegetation
- Vegetation with greater canopy structural development

Symbols—NDMI-based relative canopy moisture

- Circle = drier
- △ Triangle = typical
- Square = wetter

Figure 11. Landscape context and internal spectral–structural heterogeneity of the CN fragment. (A) Sentinel-2 true-color composite (RGB 4-3-2) showing the CN forest fragment embedded in the surrounding agricultural matrix. The red outline indicates the CN fragment boundary. (B) NDVI-based spectral–structural classes: degraded or exposed areas, herbaceous vegetation, intermediate vegetation, dense vegetation, and vegetation with greater canopy structural development. (C) Combined representation of NDVI-based spectral–structural classes and NDMI-based relative canopy moisture conditions. In panels B and C, colors represent NDVI-based spectral–structural classes, whereas symbols in panel C represent NDMI-based relative canopy moisture conditions: drier, typical, and wetter. Panel A was included to provide direct visual context for the fragmented landscape and to facilitate interpretation of the remote sensing challenge addressed in this study.

The spatial distribution of spectral–structural classes revealed intra-fragment heterogeneity patterns that are not exclusively restricted to the edge–interior gradient. Areas with different levels of vegetation vigor and NDVI-based canopy density were observed throughout the fragment, including internal regions with reduced NDVI values and areas near the edge with high values. In fragment CN, used as a representative example of an intermediate pattern, there was a predominance of classes associated with intermediate and dense vegetation, while classes with lower vegetation cover occurred in a more localized manner (Figure 11B). The incorporation of NDMI as an indicator of canopy water condition revealed that pixels with similar NDVI-based structural conditions can present different relative canopy moisture states, evidencing a partial dissociation between NDVI-based structure and functional condition of vegetation (Figure 11C).

Together, the NDVI and NDMI classifications show that spectral variability is expressed not only along the edge–interior gradient but also as internal vegetation mosaics.

4. Discussion

4.1. Edge-Related Structural Gradients in Fragmented Forests

The results of this study support the presence of edge–interior structural gradients in the analyzed fragments, evidenced by the convergence between multiple complementary approaches (DEL NERO VELASCO et al., 2019; JIANG et al., 2021; OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021; MARIANO et al., 2024). The organization of the tree community into distinct edge and interior groups, detected by similarity analyses based on presence/absence and abundance, associated with the separation observed in the multivariate analysis and the strong correspondence between basal area and NDVI, consistently indicates that basal-area-related

vegetation structure varies along the spatial gradient. This pattern converges with classic studies on fragmentation ecology, which demonstrate that forest edges can modify the structure, composition, and functioning of ecosystems through microclimatic and biotic changes that propagate from the matrix to the interior of fragments (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2002; MURCIA, 1995).

NDVI modeling reinforced this evidence by identifying breakpoints along the edge–interior gradient. The estimates obtained indicate that edge-related spectral–structural transitions were concentrated predominantly between approximately 13 and 39 m from the edge, supporting the occurrence of detectable transition zones among fragments. These values converge with studies that record microclimatic and structural changes in the first tens of meters from the edge (CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1995; MATLACK, 1993; YOUNG; MITCHELL, 1994), as well as with evidence in tropical and seasonal forests that point to structural responses concentrated in the first 20–50 m (FERREIRA et al., 2016; MARIANO et al., 2024; PACIENCIA; PRADO, 2004).

The variation observed among fragments reinforces the consistency of the pattern, while also highlighting differences in estimated transition distances. Smaller and more homogeneous fragments, such as IF and AC, showed shorter estimated transition distances (~13–14 m), while CN (~22 m) and IP (~39 m) exhibited more gradual and longer transitions. This behavior is consistent with studies indicating that the magnitude of edge-related responses varies depending on fragment structure and landscape context (EWERS; DIDHAM, 2006; GUSTAFSON, 1998; HARPER et al., 2005).

The Panga fragment showed greater variability in the estimates, indicating a less abrupt transition along the gradient, but still consistent with a detectable edge-related spectral response embedded in high internal heterogeneity. This pattern is compatible with studies showing that larger and structurally complex fragments can exhibit greater internal variation in vegetation response (LAURANCE et al., 1997; MAGNAGO et al., 2015, 2017). In this case, the observed variability does not invalidate the gradient, but indicates greater complexity in its spatial expression. The agreement among phytosociological, structural, and spectral metrics indicates that the detected pattern does not depend on a single method, but represents a consistent property of vegetation organization along space. Overall, the results support the hypothesis that edge-related structural variation is expressed as a continuous and detectable gradient (hypothesis ii), while also indicating that its spatial expression varies among fragments.

4.2. Limitations of the Radial Model and Evidence of Spatial Heterogeneity

Although analysis based on plots and phytosociological metrics identified an edge–interior gradient consistent with the classic literature, pixel-level modeling demonstrated that this pattern represents a simplification of the spatial organization of the fragments. This result indicates that the radial model adequately describes average trends, but not necessarily the full spatial heterogeneity of vegetation. Traditional approaches assume relatively well-defined zones along the gradient (HARPER et al., 2005; MATLACK, 1993; MURCIA, 1995), but this structure does not remain uniform at higher spatial resolution.

Pixel-by-pixel analysis showed that the organization of fragments does not follow a simple radial pattern. In the more homogeneous fragments, such as IF and AC, there was convergence between approaches, with well-defined gradients, consistent with the literature (CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1995; MARIANO et al., 2024; YOUNG; MITCHELL, 1994). In contrast, in CN and IP, the transition was more diffuse, indicating that distance to the edge does not explain NDVI-based structural variation in isolation, but interacts with the internal heterogeneity of the system (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015).

This contrast is most evident in the Panga fragment. While the plot analysis indicates a breakpoint consistent with classic studies, the pixel-level analysis reveals a more diffuse NDVI distribution, without an abrupt transition. This result suggests that the observed radial pattern summarizes only part of the spatial organization of the fragment when data are aggregated into discrete sampling units. In larger fragments, processes such as gap dynamics, edaphic variation, and disturbance history generate internal mosaics that modulate structure independently of distance to the edge (CADENASSO et al., 2003; HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 1997; MAGNAGO et al., 2017).

The spatial distribution of NDVI at the pixel level revealed areas with different levels of NDVI-based canopy density throughout the fragment, including less dense regions and possible areas of disturbance both at the edge and in the interior. This pattern indicates that edge-related responses occur within an intrinsically heterogeneous system, in which multiple ecological processes operate simultaneously. The results indicate that the radial model, although useful for describing average trends, has limitations in representing the spatial complexity of forest fragments. Continuous spectral modeling highlights this limitation by revealing patterns that remain hidden in discrete approaches, demonstrating that basal-area-related spectral–structural variation results from the overlap between edge-related gradients and processes internal to the fragment.

4.3. Spectral Integration and Scale Effect

The analysis at different scales showed that the interpretation of edge-related structural patterns is strongly dependent on the spatial unit considered. While the plot-based approach reproduced patterns consistent with the classic radial model, pixel-level modeling revealed a more complex spatial organization, in which NDVI-based structural variation is not distributed exclusively as a function of distance from the edge, but as a continuous response along the fragment. In the more homogeneous fragments, IF and AC, there was convergence between the approaches, with well-defined gradients and relatively abrupt transitions. In contrast, in CN and, above all, in IP and Panga, the continuous analysis indicated greater spatial dispersion of NDVI and the absence of a single dominant transition, showing that distance to the edge explains only part of the spectral–structural variability. This pattern is consistent with the idea that internal processes, such as gap dynamics, edaphic variation, and local disturbances, modulate canopy structure independently of the relative position to the edge (CADENASSO et al., 2003; HADDAD et al., 2015).

The difference between results obtained from plots and pixels reflects a classic scale effect. Spatial aggregation tends to smooth internal variability and reinforce average gradients, potentially shifting or simplifying the position of estimated transition points, a behavior associated with the Modifiable Areal Unit Problem (MAUP) (DARK; BRAM, 2007; JELINSKI; WU, 1996). Thus, the breakpoint estimated from plots represents a spatial synthesis of the sampled system, while continuous modeling allows the representation of the complete distribution of spectral responses across the fragment.

These results converge with approaches in landscape ecology that emphasize scale dependence and the nonlinear nature of ecological responses in heterogeneous systems (EWERS; DIDHAM, 2006; GUSTAFSON, 1998; QUESADA et al., 2017; TURNER; GARDNER, 2015). From a remote sensing perspective, the use of high-resolution spectral indices allows field–structure relationships to be extended to the entire surface of the fragments, expanding the ability to detect fine spatial patterns (ASNER et al., 2010; COLMAN et al., 2024a; PETTORELLI et al., 2005; WULDER et al., 2019; ZHAO et al., 2025). Together, the integration between field data and continuous spectral modeling indicates that edge-related structural variation should be interpreted as a scale-dependent response, in which spatial aggregation and continuous modeling produce distinct readings of the same ecological system. This approach allows the explicit incorporation of spatial variability into the interpretation of edge-related responses, providing a more robust basis for analyzing fragmented landscapes.

4.4. Ecological Implications and Synthesis

The results indicate that edge-related structural patterns are not fully captured by radial models based solely on distance to the edge. Although these approaches capture average trends, the integration between field data and high-resolution spectral modeling shows that basal-area-related vegetation structure and spectral responses result from the interaction between edge influences and processes internal to the fragment, supporting the interpretation that the edge–interior gradient is detectable, but dependent on analytical scale (hypotheses ii and iv). The observed spatial heterogeneity, especially in more complex fragments, indicates that non-radial patterns are an intrinsic characteristic of fragmented systems, reflecting the overlap of multiple ecological processes, such as gap dynamics, edaphic variation, and disturbance history, in addition to microclimatic gradients (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017; CADENASSO et al., 2003; HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 1997). This pattern reinforces that distance to the edge does not, by itself, explain the structural organization of vegetation, in agreement with the proposed scale dependence (hypothesis iv).

From an analytical point of view, the correspondence between spectral indices and structural field metrics, coupled with the greater capacity of continuous modeling to represent internal spatial variations, highlights the informational gain from integrating remote sensing and field ecology (hypotheses i and iii). The difference between discrete and continuous approaches indicates that spatial aggregation simplifies internal variability, while continuous modeling allows the ecological response to be represented as a heterogeneous surface (GUSTAFSON, 1998; PETTORELLI et al., 2005; TURNER; GARDNER, 2015; WULDER et al., 2019).

Nevertheless, spectral indices should be interpreted as spatially explicit indicators of basal-area-related structural variation, not as direct measurements of all ecological processes associated with edge influence. Remote sensing therefore complements, but does not replace, field-based ecological observation, particularly for processes related to regeneration, species interactions, microclimate, floristic composition, and disturbance history.

Taken as a whole, our findings support the interpretation of edge-related structural variation as a detectable but scale-dependent spatial process, rather than as a fixed radial zone. By integrating different scales of analysis, this study shows that the structural organization of vegetation results from the overlap between edge-related gradients and internal heterogeneity, allowing a more robust, continuous, and ecologically realistic interpretation of the structure and functioning of fragmented ecosystems.

5. Conclusions

This study shows that edge-related structural patterns, although detectable as edge-interior gradients, are not fully captured by radial models based solely on distance from the forest edge. The integration of field data and high-resolution remote sensing shows that basal-area-related vegetation structure and spectral responses result from the overlap between edge influence and internal heterogeneity, whose expression depends on the analytical scale. Continuous pixel-level modeling revealed spatial patterns that may remain partially hidden in discrete approaches, indicating that the gradient observed at the plot scale represents a simplification of fragment spatial organization. In this context, the radial model should be interpreted as a methodological approximation rather than as a complete representation of fragment organization.

These findings support a transition in the interpretation of edge-related responses from a strictly radial perspective toward a continuous, spatially explicit, and scale-dependent framework. By integrating phytosociological data, Sentinel-2 spectral indices, and pixel-level modeling, this study contributes to the conceptual and methodological advancement of landscape ecology and remote sensing applied to fragmented tropical forests.

6. REFERENCES

- ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; SALDAÑA-VÁZQUEZ, Romeo A.; FAHRIG, Lenore; SANTOS, Bráulio A. Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? **Ecological Research**, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 81–88, 2017. DOI: 10.1007/s11284-016-1411-6.
- ASNER, Gregory P. et al. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S. l.], v. 107, n. 38, p. 16738–16742, 2010. DOI: 10.1073/pnas.1004875107.
- CADENASSO, Mary L.; PICKETT, Steward T. A.; WEATHERS, Kathleen C.; BELL, Susan S.; BENNING, Tracy L.; CARREIRO, Margaret M.; DAWSON, Todd E. An Interdisciplinary and Synthetic Approach to Ecological Boundaries. **BioScience**, [S. l.], v. 53, n. 8, p. 717–722, 2003.
- CARLSON, Toby N.; RIPLEY, David A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 62, n. 3, p. 241–252, 1997. DOI: 10.1016/S0034-4257(97)00104-1.
- CEAUŞU, Silvia; LECLÈRE, David; NEWBOLD, Tim. Geography and availability of natural habitat determine whether cropland intensification or expansion is more detrimental to biodiversity. **Nature Ecology & Evolution**, [S. l.], 2025. DOI: 10.1038/s41559-025-02691-x. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-025-02691-x>. Acesso em: 6 maio. 2025.
- CHAVE, Jérôme et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12629.

CHEN, Jiquan; FRANKLIN, Jerry F.; SPIES, Thomas A. Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges into Old-Growth Douglas-Fir Forests. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 74–86, 1995. DOI: 10.2307/1942053.

COCHRANE, Mark A.; LAURANCE, William F. Fire as a Large-Scale Edge Effect in Amazonian Forests. **Journal of Tropical Ecology**, [S. l.], v. 18, n. 3, p. 311–325, 2002.

COLMAN, Carina Barbosa; GUERRA, Angélica; ALMAGRO, André; DE OLIVEIRA ROQUE, Fabio; ROSA, Isabel M. D.; FERNANDES, Geraldo Wilson; OLIVEIRA, Paulo Tarso S. Modeling the Brazilian Cerrado land use change highlights the need to account for private property sizes for biodiversity conservation. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 14, n. 1, p. 4559, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-55207-1.

DARK, Shawna J.; BRAM, Danielle. The modifiable areal unit problem (MAUP) in physical geography. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, [S. l.], v. 31, n. 5, p. 471–479, 2007. DOI: 10.1177/0309133307083294.

DEL NERO VELASCO, Giuliana; LORDELLO POLIZEL, Jefferson; PEREIRA COLTRI, Priscila; LINER PEREIRA LIMA, Ana Maria; FERREIRA DA SILVA FILHO, Demóstenes. Aplicação do índice de vegetação NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) em imagens de alta resolução no município de São Paulo e suas limitações. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, [S. l.], v. 2, n. 3, p. 1, 2019. DOI: 10.5380/revsbau.v2i3.66323.

EWERS, Robert M.; DIDHAM, Raphael K. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 43, n. 3, p. 527–536, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01151.x.

FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FERREIRA, Tiago De Souza et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 123–134, 2016. DOI: 10.5902/1980509821097.

GITELSON, Anatoly A. Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation. **Journal of Plant Physiology**, [S. l.], v. 161, n. 2, p. 165–173, 2004. DOI: 10.1078/0176-1617-01176.

GOMES, Luciene; SIMÕES, Silvio; DALLA NORA, Eloi; DE SOUSA-NETO, Eráclito; FORTI, Maria; OMETTO, Jean. Agricultural Expansion in the Brazilian Cerrado: Increased Soil and Nutrient Losses and Decreased Agricultural Productivity. **Land**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 12, 2019. DOI: 10.3390/land8010012.

GUSTAFSON, Eric J. Minireview: Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? **Ecosystems**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 143–156, 1998. DOI: 10.1007/s100219900011.

HADDAD, Nick M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HARPER, Karen A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 83, n. 1–2, p. 195–213, 2002. DOI: 10.1016/S0034-4257(02)00096-2.

JELINSKI, Dennis E.; WU, Jianguo. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. **Landscape Ecology**, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 129–140, 1996. DOI: 10.1007/BF02447512.

JIANG, Rengui; LIANG, Jichao; ZHAO, Yong; WANG, Hao; XIE, Jiancang; LU, Xixi; LI, Fawen. Assessment of vegetation growth and drought conditions using satellite-based vegetation health indices in Jing-Jin-Ji region of China. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 13775, 2021. DOI: 10.1038/s41598-021-93328-z.

KUPFER, John A.; MALANSON, George P.; FRANKLIN, Scott B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 15, n. 1, p. 8–20, 2006. DOI: 10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x.

LAURANCE, William F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x.

LAURANCE, William F.; LAURANCE, Susan G.; FERREIRA, Leandro V.; RANKIN-DE MERONA, Judy M.; GASCON, Claude; LOVEJOY, Thomas E. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, [S. l.], v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997. DOI: 10.1126/science.278.5340.1117.

LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Louis. **Numerical ecology**. 3rd English edition ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

MAGNAGO, Luiz Fernando Silva; MAGRACH, Ainhoa; BARLOW, Jos; SCHAEFER, Carlos Ernesto Goncalves Reynaud; LAURANCE, William F.; MARTINS, Sebastião Venâncio; EDWARDS, David P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, [S. l.], v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017. DOI: 10.1111/1365-2435.12752.

MAGNAGO, Luiz Fernando Silva; ROCHA, Mariana Ferreira; MEYER, Leila; MARTINS, Sebastião Venâncio; MEIRA-NETO, João Augusto Alves. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, [S. l.], v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015. DOI: 10.1007/s10531-015-0961-1.

MAGURRAN, Anne E. **Measuring biological diversity**. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2004.

MARIANO, Gabriel Venâncio Pereira et al. Efeito de borda em Florestas Estacionais Semidecíduais do Cerrado. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 34, n. 2, p. e67155, 2024. DOI: 10.5902/1980509867155.

MATLACK, Glenn R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 66, n. 3, p. 185–194, 1993. DOI: 10.1016/0006-3207(93)90004-K.

MUGGEO, Vito M. R. Testing with a nuisance parameter present only under the alternative: a score-based approach with application to segmented modelling. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, [S. l.], v. 86, n. 15, p. 3059–3067, 2016. DOI: 10.1080/00949655.2016.1149855.

MURCIA, Carolina. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995. DOI: 10.1016/S0169-5347(00)88977-6.

OLIVEIRA, Paulo S.; MARQUIS, Robert J. (ORG.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002.

OLIVEIRA JÚNIOR, Valdivino Domingos de Oliveira; SOUZA, Ane Gabriele Vaz; PADILHA, Roberta Croda; VALE, Vagner Santiago. Meta-análise em diferentes fitofisionomias do Cerrado e áreas da Mata Atlântica. *Advances in Forestry Science*, [S. l.], v. 8, n. 2, p. 1445–1453, 2021. DOI: 10.34062/afs.v8i2.10437.

PACIENCIA, Mateus L. B.; PRADO, Jefferson. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, [S. l.], v. 27, n. 4, p. 641–653, 2004. DOI: 10.1590/S0100-84042004000400005.

PETTORELLI, Nathalie; VIK, Jon Olav; MYSTERUD, Atle; GAILLARD, Jean-Michel; TUCKER, Compton J.; STENSETH, Nils Chr. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, [S. l.], v. 20, n. 9, p. 503–510, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.05.011.

PIO, Alessandro Dias Pio Dias; VALE, Vagner Santiago Do; SPINOLA, Conrado Martignoni. Estrutura da vegetação de três áreas de floresta estacional nos estados de Goiás, Minas Gerais e Tocantins. *Multi-Science Journal*, [S. l.], v. 1, n. 8, p. 34, 2017. DOI: 10.33837/msj.v1i8.467.

PUREVDORJ, Ts.; TATEISHI, R.; ISHIYAMA, T.; HONDA, Y. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing*, [S. l.], v. 19, n. 18, p. 3519–3535, 1998. DOI: 10.1080/014311698213795.

QUESADA, Heloise Beatriz; REDONDO, Guilherme; GIMENES VERNASQUI, Lais; JANDREICE MAGNONI, Pedro Henrique; ARANTES, Eudes José. Analysis of riparian vegetation in a watershed using NDVI index in Maringá-PR. *Geo UERJ*, [S. l.], v. 0, n. 31, p. 439–455, 2017. DOI: 10.12957/geouerj.2017.26737.

REX, Franciel Eduardo et al. Spatial Characterization of Woody Species Diversity in Tropical Savannas Using GEDI and Optical Data. *Sensors*, [S. l.], v. 25, n. 2, p. 308, 2025. DOI: 10.3390/s25020308.

RIES, Leslie; FLETCHER, Robert J.; BATTIN, James; SISK, Thomas D. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [S. l.], v. 35, n. 1, p. 491–522, 2004. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148.

SIMS, Daniel A.; GAMON, John A. Relationships between Leaf Pigment Content and Spectral Reflectance across a Wide Range of Species, Leaf Structures and Developmental Stages. *Remote Sensing of Environment*, [S. l.], v. 81, n. 2–3, p. 337–354, 2002. DOI: 10.1016/S0034-4257(02)00010-X.

TURNER, Monica G.; GARDNER, Robert H. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. New York, NY: Springer New York, 2015. DOI: 10.1007/978-1-4939-2794-4. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/978-1-4939-2794-4>. Acesso em: 21 fev. 2026.

WULDER, Michael A. et al. Current status of Landsat program, science, and applications. *Remote Sensing of Environment*, [S. l.], v. 225, p. 127–147, 2019. DOI: 10.1016/j.rse.2019.02.015.

YOUNG, Andrew; MITCHELL, Neil. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 63–72, 1994. DOI: 10.1016/0006-3207(94)90010-8.

ZELLWEGER, Florian; DE FRENNE, Pieter; LENOIR, Jonathan; ROCCHINI, Duccio; COOMES, David. Advances in Microclimate Ecology Arising from Remote Sensing. **Trends in Ecology & Evolution**, [S. l.], v. 34, n. 4, p. 327–341, 2019. DOI: 10.1016/j.tree.2018.12.012.

ZHAO, Zhijian; LU, Chengfang; TONOOKA, Hideyuki; WU, Lei; LIN, Hui; JIANG, Xunyan. Dynamic monitoring of vegetation phenology on the Qinghai-Tibetan plateau from 2001 to 2020 via the MSAVI and EVI. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 15, n. 1, 2025. DOI: 10.1038/s41598-025-11821-1. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-025-11821-1>. Acesso em: 22 jul. 2025.

CAPÍTULO DOIS

Excedente legal de vegetação nativa no Cerrado de Goiás: magnitude, concentração territorial e risco ecológico associado à conversão legal

VIÇOSA – MINAS GERAIS

2026

RESUMO

Oliveira Júnior, V. D. Universidade Federal de Viçosa, 2026. **Excedente legal de vegetação nativa no Cerrado de Goiás: magnitude, concentração territorial e risco ecológico associado à conversão legal.** Orientador: João Augusto Alves Meira-Neto.

A vegetação nativa que excede as exigências mínimas de Área de Preservação Permanente e Reserva Legal pode ser legalmente convertida mediante o cumprimento das condições normativas e administrativas aplicáveis. Entretanto, sua disponibilidade jurídica não implica baixa relevância ecológica. Este estudo avaliou o risco ecológico potencial associado à conversão do excedente de vegetação nativa no Cerrado goiano mediante a integração de dados autodeclaratórios do Cadastro Ambiental Rural (CAR), disponíveis em outubro de 2025, com o MapBiomas Cobertura 10 m de 2023 e métricas de qualidade ecológica estrutural. Foram analisados 230.201 imóveis rurais. Com base em critérios legais uniformes, o recálculo dos dados declarados no CAR identificou aproximadamente 2,53 milhões de hectares de excedente e 5,93 milhões de hectares de déficit sujeito à regularização ambiental. A integração com a vegetação natural mapeada pelo MapBiomas resultou em uma estimativa espacial de 6,28 milhões de hectares de excedente legal potencial, distribuídos em 112.790 imóveis. Essa estimativa foi aproximadamente 2,5 vezes superior ao excedente recalculado exclusivamente a partir do CAR, diferença que reflete as distintas finalidades e características operacionais das bases utilizadas. A distribuição do excedente apresentou forte concentração: 1% dos imóveis com maiores áreas de excedente reuniu 35,96% da área total, enquanto os 10% maiores concentraram 75,18%. As formações savânicas representaram a maior parcela do excedente espacializado, seguidas pelas formações florestais e campestres. O Índice de Qualidade Ecológica Estrutural apresentou média ponderada de 0,584, com concentração da área excedente em valores intermediários a médio-altos do gradiente estadual. Como o índice expressa qualidade estrutural relativa, seus valores não representam níveis absolutos de conservação. A proximidade quantitativa entre o excedente legal potencial espacializado e o déficit sujeito à regularização não corresponde a equivalência ecológica, temporal ou espacial: o primeiro representa vegetação existente, enquanto o segundo corresponde a uma obrigação de recomposição futura, dependente de implementação, tempo, manejo e condições ambientais. Os resultados indicam que o excedente legal potencial constitui uma parcela territorialmente expressiva e espacialmente concentrada da vegetação remanescente, incluindo áreas com condição estrutural relevante. Sua eventual conversão pode representar risco para a configuração e a conectividade da paisagem, embora o estudo não tenha modelado cenários

futuros de supressão. A integração entre informações cadastrais e dados biofísicos pode subsidiar a incorporação de critérios espaciais e ecológicos às decisões sobre conversão, compensação e regularização ambiental no Cerrado.

Palavras-chave: Excedente legal de vegetação nativa; Cadastro Ambiental Rural; ecologia da paisagem; qualidade ecológica estrutural; Cerrado.

ABSTRACT

Oliveira Júnior, V. D. Federal University of Viçosa, 2026. **Legal surplus of native vegetation in the Cerrado of Goiás: Magnitude, territorial concentration and ecological risk associated with legal conversion.** Advisor: João Augusto Alves Meira-Neto.

Native vegetation exceeding the minimum requirements for Permanent Preservation Areas and Legal Reserves may be legally converted when the applicable regulatory and administrative conditions are met. However, legal availability for conversion does not imply low ecological relevance. This study assessed the potential ecological risk associated with converting surplus native vegetation in the Cerrado of Goiás by integrating self-declared Rural Environmental Registry (CAR) data available in October 2025 with 2023 MapBiomas 10 m Land Cover data and metrics of structural ecological quality. A total of 230,201 rural properties were analyzed. Based on uniform legal criteria, recalculation of CAR-declared data identified approximately 2.53 million hectares of surplus vegetation and 5.93 million hectares of deficit subject to environmental regularization. Integration with native vegetation mapped by MapBiomas produced a spatial estimate of 6.28 million hectares of potential legal surplus distributed across 112,790 properties. This estimate was approximately 2.5 times greater than the surplus recalculated exclusively from CAR data, reflecting differences in the purposes and operational characteristics of the two databases. Surplus distribution was highly concentrated: the 1% of properties with the largest surplus areas contained 35.96% of the total surplus, whereas the largest 10% contained 75.18%. Savanna formations accounted for the largest share of the spatially estimated surplus, followed by forest and grassland formations. The area-weighted mean Structural Ecological Quality Index was 0.584, with most surplus vegetation concentrated within intermediate to moderately high values of the statewide gradient. Because the index represents relative structural quality, its values should not be interpreted as absolute levels of conservation. The numerical similarity between the spatial estimate of potential legal surplus and the deficit subject to regularization does not represent ecological, temporal, or spatial equivalence: the former consists of existing native vegetation, whereas the latter represents a future restoration obligation dependent on implementation, time, management, and

environmental conditions. The results indicate that the potential legal surplus constitutes a territorially extensive and spatially concentrated share of the remaining native vegetation, including areas with relevant structural condition. Its eventual conversion may pose risks to landscape configuration and connectivity, although future deforestation scenarios were not modeled. Integrating cadastral information with biophysical data can support the inclusion of spatial and ecological criteria in decisions concerning vegetation conversion, offsetting, and environmental regularization in the Cerrado.

Keywords: Legal surplus of native vegetation; Rural Environmental Registry; Landscape ecology; Structural ecological quality; Cerrado.

1. INTRODUÇÃO

O ordenamento jurídico brasileiro permite a conversão de vegetação nativa que excede os limites mínimos legais de proteção em imóveis rurais, desde que observadas as normas aplicáveis de autorização e licenciamento ambiental (BRASIL, 2012a, 2012b; GOIÁS, 2022). No entanto, permanece pouco compreendido se esse chamado excedente legal corresponde, de fato, a áreas ecologicamente marginais ou se inclui remanescentes com relevância estrutural para a conectividade e a integridade da paisagem. Essa incerteza constitui uma lacuna crítica para a avaliação dos riscos ecológicos associados à conversão legalmente permitida no Cerrado, especialmente em regiões onde a vegetação remanescente já se encontra altamente fragmentada.

O Cerrado é um dos principais biomas da América do Sul e é reconhecido como hotspot mundial de biodiversidade, destacando-se pela elevada riqueza de espécies, alto endemismo e provisão de serviços ecossistêmicos essenciais, como regulação climática, conservação do solo, manutenção dos regimes hidrológicos e estoque de carbono (SILVA; JARDIM; TERRIBILE, 2025). Sua elevada heterogeneidade estrutural e funcional, associada à diversidade de formações florestais, savânicas e campestres, torna o bioma particularmente sensível a alterações na configuração da paisagem (COLMAN et al., 2024).

Além disso, sua posição central no território brasileiro estabelece zonas de transição com Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa, reforçando sua importância para a conectividade ecológica em escala regional (BERNADIN et al., 2025; CUNHA et al., 2021; FORTES et al., 2025).

No estado de Goiás, onde grande parte do território está inserida no bioma Cerrado, a dinâmica territorial recente é marcada pela expansão agropecuária e pela conversão do uso do solo. Nesse contexto, a maior parte da vegetação nativa remanescente encontra-se em imóveis rurais privados, enquanto a proporção de áreas protegidas por unidades de conservação é

reduzida (OLIVEIRA et al., 2017; PAIVA; BRITES; MACHADO, 2015; RABESCHINI et al., 2025). Essa configuração confere centralidade aos instrumentos legais aplicáveis à propriedade privada, especialmente à Lei nº 12.651/2012, que estabelece a manutenção de Áreas de Preservação Permanente (APP) e de percentuais mínimos de Reserva Legal (RL). No Cerrado fora da Amazônia Legal, como é o caso de Goiás, a RL mínima corresponde a 20% da área do imóvel (BRASIL, 2012a, 2012b). A vegetação que excede esses limites mínimos constitui o excedente legal e pode, em determinadas condições, ser convertida para uso alternativo do solo (BRASIL, 2012a; GOIÁS, 2022).

Paralelamente, imóveis com passivo ambiental podem aderir ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), assumindo compromissos de recomposição de APP e RL. Contudo, a recomposição ecológica é um processo gradual, sujeito a incertezas quanto ao tempo necessário para recuperação e à equivalência estrutural e funcional das áreas restauradas. Assim, estabelece-se uma assimetria temporal e funcional: a supressão autorizada do excedente legal pode ocorrer em curto prazo, enquanto a recomposição da vegetação depende de processos ecológicos de médio a longo prazo. Essa assimetria é particularmente relevante quando o excedente legal inclui remanescentes importantes para a conectividade, a redução da fragmentação e a manutenção de funções ecológicas na paisagem.

O Cadastro Ambiental Rural (CAR) é o principal instrumento público para registrar e integrar informações ambientais dos imóveis rurais, incluindo remanescentes de vegetação nativa, Áreas de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL), áreas consolidadas e demais componentes relevantes para o controle, monitoramento e planejamento ambiental (BRASIL, 2012a; ROITMAN et al., 2018). Entretanto, por se tratar de uma base georreferenciada de natureza autodeclaratória, suas informações dependem de análise e validação pelos órgãos ambientais competentes e podem divergir de estimativas derivadas de mapeamentos biofísicos independentes. Essa distinção é particularmente relevante para a quantificação do excedente legal, pois a informação declarada no CAR pode diferir da extensão, da configuração espacial e da qualidade ecológica da vegetação remanescente observada por sensoriamento remoto.

Do ponto de vista ecológico, a distinção entre conversão legal e ilegal não altera a natureza biofísica da perda de habitat. A remoção de vegetação nativa consolidada implica redução da conectividade, intensificação de efeitos de borda e simplificação estrutural da paisagem. A literatura em ecologia da paisagem demonstra que a fragmentação do habitat reduz a biodiversidade e compromete funções ecossistêmicas, especialmente em paisagens

historicamente convertidas (HADDAD et al., 2015). Além disso, a capacidade adaptativa da paisagem frente a mudanças ambientais depende da heterogeneidade e da conectividade estrutural entre remanescentes naturais (ROSENFELD et al., 2025). Portanto, a integração entre bases cadastrais e mapeamentos independentes de alta resolução permite estimar não apenas a magnitude do excedente legal, mas também sua distribuição espacial, sua composição tipológica e sua qualidade ecológica relativa (CASTELONI; STEINKE, 2024; PROJETO MAPBIOMAS, 2023; ROITMAN et al., 2018).

Diante desse contexto, este capítulo parte da premissa de que o excedente legal de vegetação nativa não deve ser avaliado apenas como uma categoria jurídica ou como uma reserva territorial disponível para conversão. Sua relevância ecológica depende da magnitude, da distribuição espacial, da concentração fundiária, da configuração dos remanescentes e da qualidade estrutural da vegetação excedente. Assim, a conversão legalmente permitida dessas áreas pode representar risco ecológico quando incide sobre porções relevantes para a conectividade, para a integridade da paisagem e para a manutenção de funções ecológicas no Cerrado goiano.

O objetivo geral deste capítulo foi avaliar o risco ecológico potencial associado à conversão legalmente permitida do excedente de vegetação nativa no Cerrado goiano, integrando informações cadastrais do Cadastro Ambiental Rural (CAR), mapeamento independente de uso e cobertura do solo pelo MapBiomass e métricas espaciais de qualidade ecológica estrutural. Especificamente, buscou-se: (i) quantificar o balanço legal de vegetação nativa nos imóveis rurais do Cerrado goiano, estimando déficit e excedente com base nos dados do CAR e em critérios uniformes do Código Florestal; (ii) comparar a estimativa autodeclarada de excedente legal com a estimativa espacializada derivada da vegetação natural mapeada pelo MapBiomass Cobertura 10 m; (iii) caracterizar a distribuição fundiária, espacial e tipológica do excedente legal espacializado; (iv) avaliar a qualidade ecológica estrutural desse excedente por meio de métricas de configuração espacial, conectividade, borda, histórico de fogo e regeneração; e (v) discutir as implicações da conversão potencial do excedente para a fragmentação, a conectividade e a governança ambiental no Cerrado.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido no estado de Goiás, localizado na região Centro-Oeste do Brasil e inserido majoritariamente no bioma Cerrado (Figura 1).

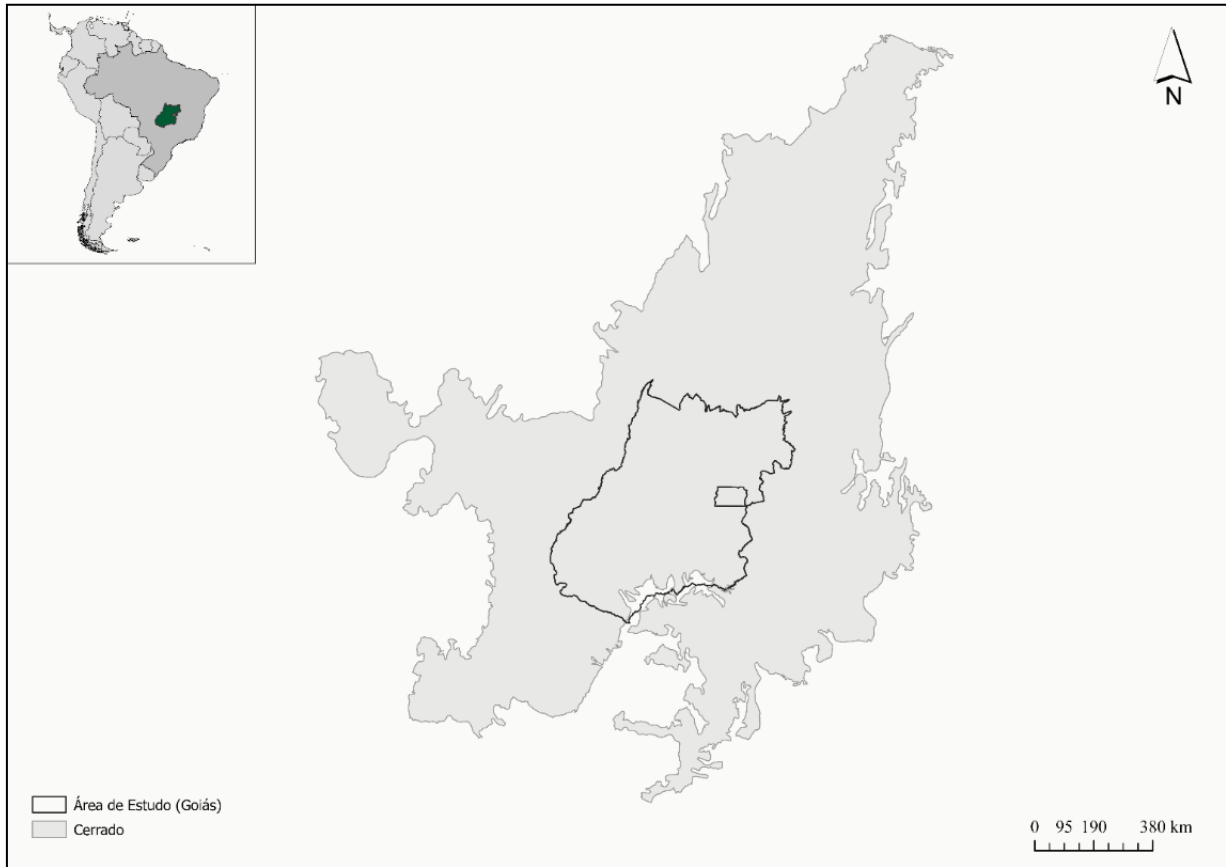


Figura 1. Localização da área de estudo no estado de Goiás, região Centro-Oeste do Brasil, inserida majoritariamente no bioma Cerrado. O mapa destaca a posição de Goiás no Brasil e na América do Sul, bem como a delimitação do bioma Cerrado segundo classificação oficial do IBGE.

Goiás apresenta ampla extensão territorial, elevada heterogeneidade ambiental e um mosaico de formações florestais, savânicas e campestres típicas do Cerrado, em uma paisagem historicamente modificada pela expansão agropecuária e por outros usos antrópicos. Esse contexto justifica sua adoção como unidade de análise para integrar regularidade ambiental por imóvel, derivada do Cadastro Ambiental Rural (CAR), e métricas espaciais e ecológicas baseadas em mapeamento de cobertura do solo (BARBOSA; NABOUT; CUNHA, 2023).

Para fins de padronização espacial, o limite administrativo do estado de Goiás foi utilizado como máscara para o recorte das análises raster. A área total considerada como

denominador nas estimativas estaduais correspondeu à área efetivamente mapeada após o recorte dos produtos de uso e cobertura do solo.

A estratégia metodológica geral adotada neste capítulo integrou dados declaratórios do CAR/SICAR, critérios legais de APP e Reserva Legal mínima, mapeamento independente da vegetação natural pelo MapBiomias e métricas ecológicas de qualidade estrutural. O fluxo metodológico é sintetizado na Figura 2.

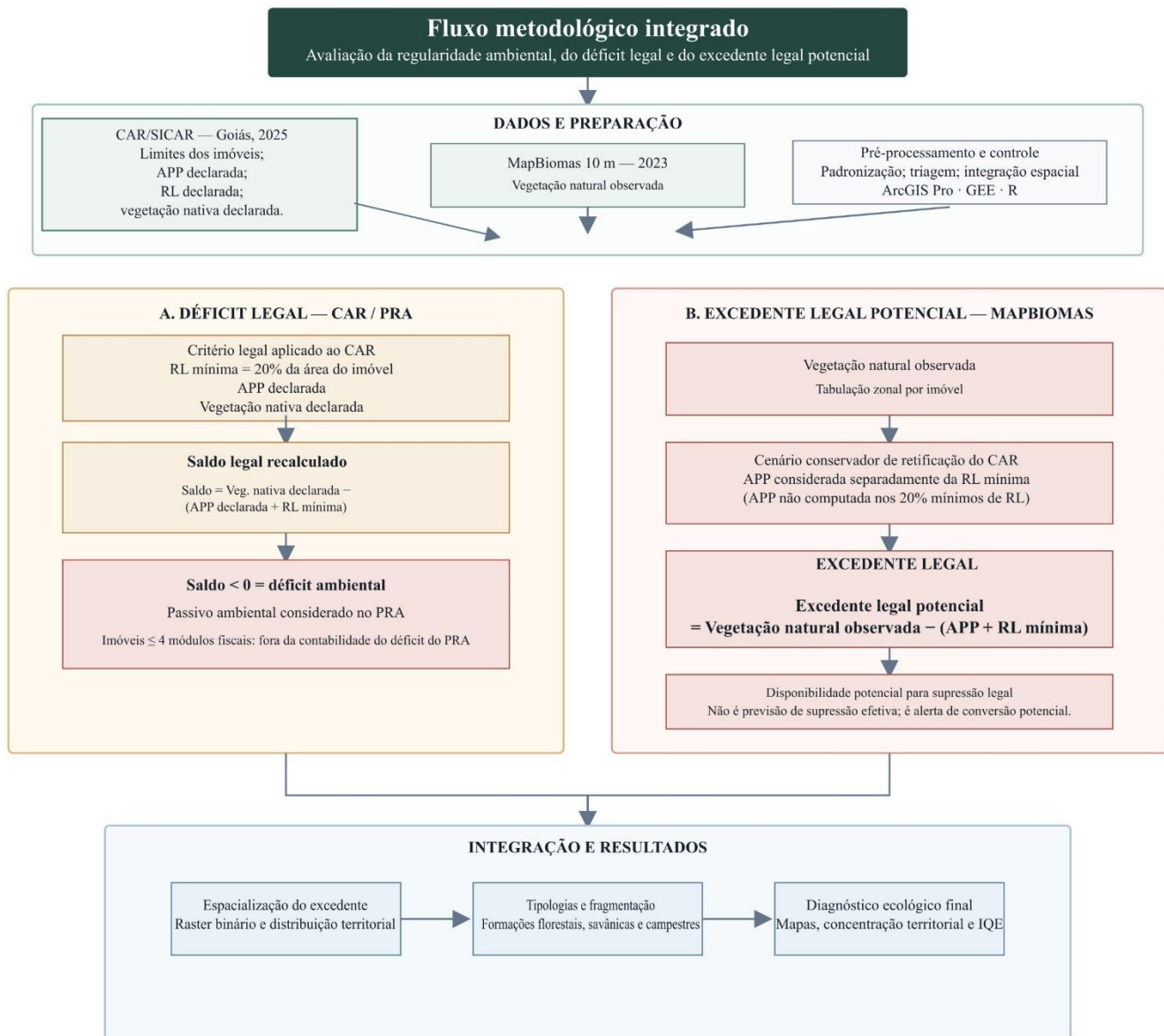


Figura 2. Fluxo metodológico integrado para avaliação da regularidade ambiental, do déficit legal e do excedente legal potencial de vegetação nativa no Cerrado goiano. O fluxograma sintetiza a integração entre dados declaratórios do CAR/SICAR, critérios legais de APP e Reserva Legal mínima, vegetação natural observada pelo MapBiomias e métricas ecológicas de

qualidade estrutural. O déficit foi identificado a partir do saldo recalculado com base nos dados do CAR, indicando passivo ambiental sujeito ao PRA, respeitadas as exceções legais descritas na metodologia. O excedente legal potencial foi estimado a partir da vegetação natural observada, em cenário conservador no qual a APP é considerada separadamente da Reserva Legal mínima. O excedente estimado não representa previsão de supressão efetiva, mas um alerta de conversão potencial caso atendidas as condições legais e administrativas.

2.2 Base de dados: Cadastro Ambiental Rural (CAR)

A base de dados utilizada foi composta pelos registros do Cadastro Ambiental Rural (CAR) referentes ao estado de Goiás, disponíveis em outubro de 2025. O CAR é um registro público eletrônico nacional, instituído pela Lei Federal nº 12.651/2012, obrigatório para imóveis rurais e destinado a integrar informações ambientais das propriedades e posses rurais, incluindo limites dos imóveis, áreas consolidadas, remanescentes de vegetação nativa, Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL).

Os dados foram obtidos no portal oficial de consulta pública do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), por meio da base de downloads por unidade federativa. Foram utilizados os arquivos vetoriais referentes ao estado de Goiás, posteriormente extraídos e organizados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Foram utilizadas as geometrias dos perímetros dos imóveis rurais, adotados como unidades espaciais de análise, bem como as camadas declaradas de APP, RL e vegetação nativa. As diferentes classes de APP foram integradas em uma única camada temática para viabilizar as análises espaciais subsequentes.

Por se tratar de uma base autodeclaratória, os dados do CAR estão sujeitos a erros de preenchimento, omissões, inconsistências geométricas e heterogeneidade na qualidade dos registros entre regiões e perfis fundiários (DA SILVA et al., 2023; ROITMAN et al., 2018). Essas limitações foram consideradas no delineamento metodológico e na interpretação dos resultados. Informações detalhadas sobre a estrutura da base, os campos utilizados e o número de registros analisados são apresentados no material suplementar (Tabela S1).

2.3 Pré-processamento e padronização dos dados

As variáveis de área utilizadas nas análises — área total do imóvel, vegetação nativa declarada, Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) — foram padronizadas para representação numérica contínua, permitindo sua utilização em operações aritméticas, estatísticas e espaciais.

Durante o pré-processamento, foram avaliadas inconsistências formais nos campos numéricos, incluindo registros incompletos, valores ausentes e incompatibilidades de tipo. Valores nulos ou ausentes foram mantidos quando compatíveis com a natureza autodeclaratória da base, sem procedimentos de imputação.

Para assegurar rastreabilidade e reprodutibilidade, foi mantida uma cópia integral da base original. Todas as etapas de tratamento foram realizadas sobre uma versão derivada da base consolidada. A estrutura da base derivada e os campos utilizados nas análises encontram-se descritos no material suplementar (Tabela S2).

2.4 Identificação e exclusão de inconsistências básicas

Foi realizada uma etapa de controle de qualidade para identificar inconsistências lógicas nos registros autodeclarados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), conforme práticas usuais em estudos baseados em grandes bases administrativas (XAVIER; MEIRELES; SANTIL, 2023). Foram considerados inconsistentes os registros em que: (i) a área de vegetação nativa declarada excedia a área total do imóvel; (ii) a área de APP declarada era superior à área total do imóvel; ou (iii) a área total do imóvel apresentava valores nulos ou negativos. Esses registros foram segregados e não incorporados às estimativas finais de déficit e excedente de vegetação nativa.

2.5 Definição dos critérios legais e recálculo da regularidade ambiental

A regularidade ambiental dos imóveis rurais foi avaliada com base nos critérios estabelecidos pelo Código Florestal Brasileiro, adotando-se parâmetros quantitativos uniformes para o estado de Goiás. Como Goiás está fora da Amazônia Legal, foi considerada a exigência mínima de manutenção de 20% da área total do imóvel como Reserva Legal, além da proteção das Áreas de Preservação Permanente (APP) (BRASIL, 2012a).

Para cada imóvel, a Reserva Legal mínima foi calculada pela expressão:

$$RL_{\min} = 0,20 \times A_{\text{imóvel}}$$

em que $A_{\text{imóvel}}$ corresponde à área total do imóvel rural declarada no Cadastro Ambiental Rural (CAR).

A vegetação nativa legalmente necessária foi definida como a soma entre a área total de APP declarada e a Reserva Legal mínima calculada. De forma conservadora, a APP foi considerada separadamente da Reserva Legal mínima, isto é, não foi computada para compor os 20% mínimos de RL. Essa decisão metodológica evita a superestimação do excedente legal e mantém o cenário analítico mais restritivo.

Com base nesses critérios, foi recalculado o saldo legal de vegetação nativa em cada imóvel:

$$Excedente = A_{veg_nativa} - (A_{APP} + RL_{min})$$

em que A_{veg_nativa} representa a área total de vegetação nativa declarada no imóvel e A_{APP} a área total de Áreas de Preservação Permanente declaradas.

Valores negativos indicam déficit de vegetação nativa em relação às exigências legais mínimas. Valores iguais a zero indicam atendimento estrito ao mínimo legal. Valores positivos indicam excedente de vegetação nativa em relação ao mínimo legal exigido.

Nesta etapa, a avaliação teve caráter quantitativo, baseada em critérios legais uniformes e em informações declaradas no CAR. As informações sobre Reserva Legal averbada ou proposta foram utilizadas apenas para classificação administrativa dos imóveis, não interferindo no cálculo do saldo legal.

2.6 Classificação do status legal dos imóveis rurais

Os imóveis rurais foram classificados em categorias de status legal ambiental com base no saldo legal recalculado entre a vegetação nativa declarada e a vegetação mínima exigida, conforme os critérios descritos na seção anterior e estabelecidos pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012a). Essa classificação teve caráter quantitativo e não incorporou, nesta etapa, procedimentos administrativos de validação do Cadastro Ambiental Rural.

Foi considerada a distinção aplicável aos imóveis de pequeno porte. Imóveis com até quatro módulos fiscais e saldo negativo não foram incluídos na estimativa do déficit sujeito à recomposição via Programa de Regularização Ambiental (PRA), conforme previsto na legislação vigente (BRASIL, 2012b). Entretanto, quando apresentaram saldo positivo, esses imóveis foram contabilizados normalmente na estimativa do excedente legal.

Com base no sinal do saldo legal recalculado, os imóveis foram classificados em três categorias:

- (i) Imóveis deficitários: imóveis com área superior a quatro módulos fiscais e saldo negativo, indicando insuficiência de vegetação nativa em relação às exigências legais mínimas;
- (ii) Imóveis regulares sem excedente: imóveis com saldo igual a zero, indicando atendimento estrito ao mínimo legal;
- (iii) Imóveis regulares com excedente: imóveis com saldo positivo, indicando vegetação nativa superior ao mínimo legal exigido.

Essas categorias operacionais foram utilizadas para quantificar o déficit e o excedente de vegetação nativa e para integrar a análise legal às etapas espaciais e ecológicas subsequentes.

2.7 Análise do balanço estadual de excedente e déficit de vegetação nativa

A partir do saldo legal recalculado para cada imóvel rural, foi estimado o balanço ambiental agregado do estado de Goiás, expresso em hectares de excedente e déficit de vegetação nativa.

O excedente estadual correspondeu à soma dos saldos positivos dos imóveis classificados como regulares com excedente. Esses valores representam a vegetação nativa declarada no CAR que excede o mínimo legal exigido, independentemente da classe de tamanho do imóvel.

O déficit estadual foi calculado pela soma dos valores absolutos dos saldos negativos, considerando apenas os imóveis classificados como deficitários e sujeitos à regularização ambiental, conforme os critérios descritos na seção 2.6.

Os valores agregados foram analisados segundo as categorias de regularidade ambiental adotadas neste estudo, permitindo caracterizar a distribuição estadual do passivo e do superávit de vegetação nativa entre os imóveis rurais. Esse balanço serviu como base quantitativa para as análises espaciais e ecológicas subsequentes.

2.8 Estratificação dos imóveis por classes de tamanho

Para avaliar a influência da escala fundiária sobre os padrões de regularidade ambiental, os imóveis rurais foram estratificados em cinco classes de tamanho, definidas a partir da distribuição percentílica da área total dos imóveis: 0–20%, 20–40%, 40–60%, 60–80% e 80–100%.

Essa estratificação permitiu analisar a distribuição do déficit e do excedente de vegetação nativa ao longo de um gradiente contínuo de tamanho fundiário, identificando diferenças entre imóveis de menor e maior extensão sem a imposição de limites arbitrários de área.

2.9 Preparação da base de dados para análises espaciais

Foi estruturada uma base espacial compatível com Sistemas de Informação Geográfica (SIG), reunindo, para cada imóvel rural, as principais variáveis derivadas nas etapas anteriores: status legal ambiental, grupo de regularidade, saldo legal recalculado e proporção do excedente em relação à área total do imóvel.

Essa base permitiu integrar a avaliação legal, originalmente realizada em nível tabular, aos limites espaciais dos imóveis rurais e a dados independentes de uso e cobertura do solo.

Com isso, foi possível analisar a distribuição territorial da vegetação nativa, espacializar o excedente legal e aplicar métricas ecológicas e de paisagem nas etapas subsequentes.

Como o balanço legal não incorpora, por si só, a localização espacial da vegetação nem suas implicações ecológicas, a integração com dados de vegetação nativa observada em alta resolução permitiu uma leitura territorial mais abrangente da conservação e da pressão antrópica sobre o Cerrado goiano (SILVA JUNIOR et al., 2020).

2.10 Base de dados de uso e cobertura do solo: MapBiomias Cobertura 10 m

As informações espaciais de uso e cobertura do solo foram obtidas do produto MapBiomias Cobertura 10 metros – Coleção 2 (versão beta), referente ao ano de 2023 (PROJETO MAPBIOMAS, 2023). O produto é derivado de imagens Sentinel-2, possui resolução espacial de 10 m e disponibiliza mapas anuais de cobertura e uso da terra para o período de 2016 a 2023.

Neste estudo, o MapBiomias Cobertura 10 m foi utilizado como representação espacial independente da vegetação nativa e dos usos antrópicos, complementando os dados autodeclaratórios do Cadastro Ambiental Rural (CAR) com uma base biofísica observada. Todas as análises mantiveram a resolução espacial original do produto, sem reamostragem, para preservar a integridade espacial dos dados.

As especificações técnicas completas do produto, incluindo forma de acesso, estrutura de classes, legenda temática e metadados, encontram-se descritas no Material Suplementar (Seção S3).

2.11 Reclassificação do uso e cobertura do solo em três grupos funcionais

As classes originais do MapBiomias Cobertura 10 metros – Coleção 2 (versão beta), referentes ao ano de 2023, foram reclassificadas em três grupos funcionais: vegetação natural, uso antrópico e corpos d'água.

A reclassificação teve como objetivo reduzir a complexidade temática do mapa original e agrupar classes com significado ecológico e ambiental semelhante, mantendo a distinção central entre áreas naturais remanescentes e áreas convertidas por atividades humanas (AUFFRET et al., 2018).

O grupo vegetação natural incluiu formações florestais, savânicas e campestres. O grupo uso antrópico agregou áreas agrícolas, pastagens, silvicultura, áreas urbanas e demais classes associadas à conversão da vegetação nativa. O grupo corpos d'água compreendeu rios, lagos, reservatórios e demais superfícies aquáticas mapeadas.

Após a reclassificação, os dados raster passaram a conter três valores discretos: 1 = vegetação natural, 2 = uso antrópico e 3 = corpos d'água. Essa padronização permitiu a quantificação de áreas por imóvel rural, a identificação espacial do excedente legal de vegetação nativa e a integração com as métricas ecológicas subsequentes. A correspondência entre as classes originais do MapBiomas e os três grupos funcionais adotados encontra-se descrita no material suplementar (Tabela S3).

2.12 Integração espacial entre o Cadastro Ambiental Rural e os dados de uso e cobertura do solo

A integração entre os dados vetoriais do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o raster reclassificado do MapBiomas foi realizada para quantificar, em cada imóvel rural, as áreas de vegetação natural, uso antrópico e corpos d'água. Os limites dos imóveis rurais foram adotados como unidades espaciais de análise.

Sobre essa base vetorial, foi aplicada tabulação zonal de áreas em ambiente SIG, utilizando o software ArcGIS Pro 3.0. O procedimento consistiu na contagem dos pixels de cada grupo funcional, conforme a reclassificação descrita na Seção 2.11, dentro dos limites de cada imóvel rural. As áreas obtidas em metros quadrados foram convertidas para hectares, assegurando compatibilidade com as variáveis declaradas no CAR e com os cálculos legais das etapas anteriores.

Os resultados foram organizados em tabela relacional vinculada ao identificador único de cada imóvel (cod_imovel), gerando colunas específicas para as áreas absolutas e proporcionais de vegetação natural, uso antrópico e corpos d'água. A soma das áreas dos três grupos funcionais foi comparada à área total mapeada por imóvel como etapa de controle de consistência entre os dados raster e os limites vetoriais.

Reconhece-se que a integração entre dados vetoriais e raster pode envolver limitações associadas a pixels mistos, áreas de transição e diferenças entre limites declarados e cobertura observada. Essas limitações foram consideradas na interpretação dos resultados. A base integrada resultante foi utilizada para derivar o excedente legal espacializado, analisar tipologias de vegetação natural e aplicar métricas ecológicas e de paisagem.

2.12.1 Análise de concentração da área de excedente legal espacializado entre imóveis

Para caracterizar a assimetria na distribuição do excedente legal espacializado, foram considerados apenas os imóveis com valores positivos de excedente na base integrada CAR ×

MapBiomias. Os imóveis foram ordenados em ordem decrescente segundo a área de excedente, e foram calculadas as proporções acumuladas de imóveis e de área excedente.

A concentração foi sintetizada por uma curva cumulativa de distribuição, comparada à linha teórica de igualdade, e pelos percentuais da área total excedente concentrados nos 1%, 5% e 10% dos imóveis com maiores áreas de excedente. Essa análise teve caráter descritivo e foi utilizada para avaliar a concentração fundiária do estoque excedente entre imóveis rurais.

2.13 Derivação espacial do excedente legal de vegetação nativa

A derivação espacial do excedente legal foi realizada pela integração entre o saldo legal calculado para cada imóvel rural, com base nos dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), e a vegetação natural observada no MapBiomias Cobertura 10 m, após reclassificação temática.

Inicialmente, o saldo legal foi estimado em nível tabular, conforme descrito nas Seções 2.5–2.7. Em seguida, para cada imóvel, foram identificados os pixels classificados como vegetação natural no raster reclassificado do MapBiomias. A partir dessa vegetação observada, o excedente legal espacializado foi definido como a fração de vegetação natural remanescente após o desconto das obrigações mínimas de proteção, correspondentes à APP declarada e à Reserva Legal mínima.

O procedimento adotou um cenário conservador, no qual a APP foi considerada separadamente da Reserva Legal mínima, isto é, não foi computada para compor os 20% mínimos de RL. Assim, o excedente legal espacializado representa a vegetação natural potencialmente acima do mínimo legal obrigatório em cada imóvel rural.

O resultado foi uma camada raster binária, na qual os valores indicam presença (1) ou ausência (0) de vegetação natural potencialmente excedente ao mínimo legal exigido. Essa camada permitiu representar espacialmente um critério legal originalmente calculado em nível tabular, utilizando vegetação mapeada independentemente por sensoriamento remoto.

A derivação espacial do excedente não implica inferência sobre uso atual, manejo ou supressão futura da vegetação nativa. Trata-se de uma estimativa operacional do excedente legal potencial, utilizada para avaliar sua distribuição territorial e suas implicações ecológicas no Cerrado goiano.

2.14 Delimitação das tipologias de vegetação natural analisadas

Considerando a heterogeneidade estrutural e funcional do Cerrado, a classe geral de vegetação natural mapeada pelo MapBiomias foi subdividida em três tipologias: formações florestais, formações savânicas e formações campestres.

A delimitação dessas tipologias baseou-se nas classes temáticas originais do MapBiomias Cobertura 10 m – Coleção 2 (versão beta). As tipologias adotadas correspondem a uma agregação funcional das classes de vegetação nativa disponibilizadas pelo produto original, sem redefinição taxonômica ou fitossociológica das fisionomias mapeadas (LEWIS et al., 2022).

As formações florestais incluíram classes associadas à vegetação arbórea com dossel mais fechado; as formações savânicas compreenderam classes com estrutura mista, incluindo estratos arbóreos e herbáceos; e as formações campestres corresponderam às classes dominadas por estrato herbáceo, com baixa ou inexistente cobertura arbórea.

Após a definição das tipologias, foram geradas camadas raster específicas, mantendo-se a resolução espacial original dos dados. Essas camadas foram intersectadas com o raster de excedente legal espacializado, permitindo identificar a distribuição do excedente entre as diferentes formações de vegetação natural.

A correspondência entre as classes originais do MapBiomias e as tipologias adotadas neste estudo encontra-se descrita no material suplementar (Tabela S4).

2.15 Elaboração dos produtos cartográficos

Foram elaborados quatro produtos cartográficos para representar a distribuição espacial do uso e cobertura do solo, da regularidade ambiental dos imóveis rurais, do excedente legal espacializado e das tipologias de vegetação natural no Cerrado goiano. As camadas raster e vetoriais foram previamente harmonizadas quanto à resolução espacial, sistema de referência e extensão territorial, assegurando coerência visual e analítica entre os mapas (ELMIRO et al., 2017).

O Mapa 1 representou o uso e cobertura do solo no estado de Goiás, servindo como base contextual para a análise da paisagem. O Mapa 2 representou a distribuição espacial do excedente legal, derivada da camada raster binária descrita na Seção 2.13. O Mapa 3 representou as tipologias de vegetação natural sob excedente legal, obtidas pela sobreposição entre o raster de excedente e as formações florestais, savânicas e campestres descritas na Seção 2.14. O Mapa 4 representou o cenário espacial do Programa de Regularização Ambiental (PRA), com base nos imóveis classificados como deficitários.

Em conjunto, esses produtos cartográficos permitiram espacializar os principais componentes da análise legal e ecológica, fornecendo a base visual e territorial para a interpretação dos resultados subsequentes.

2.16 Métricas ecológicas e Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE)

Para incorporar uma dimensão ecológica estrutural à análise do excedente legal espacializado, foi desenvolvido um Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE). O índice foi aplicado à vegetação nativa observada no estado de Goiás e estruturado para representar, de forma integrada, atributos de configuração espacial, conectividade estrutural e exposição a distúrbios antrópicos, conforme abordagens consolidadas na ecologia da paisagem (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015; TURNER et al., 1989).

A construção do IQE utilizou dados independentes da base autodeclaratória do CAR, derivados do MapBiomas Cobertura 10 m – Coleção 2 (versão beta), ano de 2023, e do Módulo de Degradação da Vegetação Nativa do Brasil. O processamento foi realizado no Google Earth Engine (GEE), adotando-se como unidade de análise o imóvel rural individual, identificado pelo código `cod_imovel`. Para cada imóvel, as métricas foram calculadas por estatísticas zonais.

Foram consideradas métricas associadas à configuração espacial, ao efeito de borda, ao histórico de fogo e à regeneração da vegetação nativa. A configuração espacial foi representada pelo tamanho médio dos fragmentos e pelo isolamento médio entre fragmentos; o efeito de borda, pela proporção de borda em faixa de 30 m; o histórico de fogo, pela frequência média de fogo e pela área queimada acumulada; e a regeneração, pela área total de vegetação secundária.

As variáveis associadas a maior pressão ou degradação tiveram seus valores reorientados para que valores mais elevados indicassem melhor condição ecológica relativa. Em seguida, todas as métricas foram normalizadas pelo método Min–Max:

$$M_i^{norm} = \frac{M_i - \min(M_i)}{\max(M_i) - \min(M_i)}$$

O Índice de Qualidade Ecológica Estrutural foi então definido como a média aritmética simples das métricas normalizadas:

$$IQE_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n M_{ij}^{norm}$$

em que IQE_j corresponde ao índice do imóvel j , M_{ij}^{norm} representa o valor normalizado da variável i para o imóvel j , e n é o número total de métricas consideradas.

A adoção de pesos iguais evitou a hierarquização prévia entre processos ecológicos distintos, mantendo o caráter integrativo do índice. O IQE foi empregado como medida comparativa da condição ecológica relativa entre imóveis e classes de regularidade ambiental.

O índice não foi concebido para estimativas absolutas de área nem para reconciliação direta entre diferentes bases cartográficas. Sua interpretação considera as diferenças operacionais entre os produtos utilizados, especialmente a distinção de resolução entre o raster de 10 m e os vetores de 30 m do Módulo de Degradação, sendo tratado como métrica relativa para identificação de gradientes estruturais da vegetação nativa.

2.16.1 Fragmentação da vegetação nativa sob excedente legal

A fragmentação da vegetação nativa associada ao excedente legal espacializado foi caracterizada por métricas de estrutura de manchas, derivadas da identificação de fragmentos contínuos de vegetação natural em resolução de 10 m, utilizando regra de conectividade de oito direções.

Para cada tipologia de vegetação natural, foram extraídas estatísticas descritivas, incluindo número total de fragmentos, área total, mediana do tamanho das manchas, quantis superiores — P90 e P95 — e tamanho do maior fragmento.

A distribuição do tamanho dos fragmentos foi sintetizada por histogramas em escala logarítmica e por curvas cumulativas de contribuição de área. Essa análise permitiu avaliar se a área excedente estava concentrada em poucos fragmentos de maior dimensão ou dispersa em múltiplas manchas menores.

2.17 Controle de qualidade, reprodutibilidade e ambiente computacional

Foram adotados procedimentos de controle de qualidade ao longo das etapas metodológicas, visando assegurar coerência interna das bases, rastreabilidade das operações analíticas e reprodutibilidade dos resultados.

As bases espaciais utilizadas — limites dos imóveis rurais do Cadastro Ambiental Rural (CAR), MapBiomias Cobertura 10 m e Módulo de Degradação da Vegetação Nativa — foram harmonizadas quanto ao sistema de referência cartográfica, projeção e extensão territorial. Durante a integração raster-vetor, foram consideradas limitações inerentes à resolução espacial dos produtos, incluindo pixels mistos, áreas de transição e efeitos de borda.

Foram realizadas verificações de consistência entre as áreas declaradas no CAR e as áreas obtidas após integração com os dados raster, com identificação e exclusão prévia de registros inconsistentes, conforme descrito nas seções anteriores.

O processamento em larga escala foi realizado no Google Earth Engine (GEE), especialmente para manipulação dos produtos do Módulo de Degradação. As operações vetoriais e cartográficas foram conduzidas no ArcGIS Pro 3.0, e as análises estatísticas e a

construção do IQE foram realizadas no ambiente R. Foram adotadas rotinas de versionamento, separação entre bases originais e derivadas e salvamentos intermediários.

3. RESULTADOS

Os resultados foram organizados de forma sequencial para responder aos objetivos analíticos do estudo. Inicialmente, caracteriza-se a base fundiária utilizada e a distribuição geral dos imóveis rurais analisados. Em seguida, avalia-se o balanço entre vegetação nativa legalmente exigida e vegetação nativa disponível, permitindo identificar déficits e excedentes ambientais em nível de propriedade. Posteriormente, os resultados avançam da dimensão quantitativa para a dimensão espacial e ecológica do excedente, abordando sua concentração entre imóveis, distribuição territorial, composição por tipologias de vegetação e qualidade ecológica estrutural. Por fim, esses resultados são integrados para avaliar a assimetria entre a supressão legal potencial do excedente e a recomposição obrigatória associada aos déficits ambientais.

3.1 Caracterização geral dos imóveis rurais analisados no Cerrado goiano

Após as etapas de padronização, controle de qualidade e exclusão de registros inconsistentes, a base final de análise compreendeu 230.201 imóveis rurais cadastrados no Cadastro Ambiental Rural (CAR) no estado de Goiás. Esse conjunto apresentou elevada variação no tamanho dos imóveis, com área total acumulada de 35.890.518,59 ha, área média de 155,91 ha e mediana de 37,03 ha.

Tabela 1 – Estatísticas descritivas gerais dos imóveis rurais analisados no estado de Goiás

Variável	Valor
Número de imóveis analisados	230.201
Área total acumulada (ha)	35.890.518,59
Área média dos imóveis (ha)	155,91
Mediana da área dos imóveis (ha)	37,03
Desvio-padrão da área (ha)	1.337,28
Área mínima do imóvel (ha)	< 0,01
Área máxima do imóvel (ha)	491.335,26

Nota: Valores mínimos iguais ou próximos de zero refletem registros residuais, efeitos de arredondamento, inconsistências cadastrais remanescentes ou limitações no preenchimento do Cadastro Ambiental Rural (CAR), não correspondendo necessariamente a imóveis com área efetivamente nula.

A diferença entre a média e a mediana, associada ao elevado desvio-padrão da área dos imóveis (1.337,28 ha), indica forte assimetria na estrutura fundiária analisada. Esse padrão evidencia a predominância numérica de imóveis de menor dimensão, combinada à presença de

um conjunto restrito de imóveis muito extensos. Essa assimetria é relevante para a interpretação das análises posteriores, pois o déficit e o excedente de vegetação nativa podem se concentrar de forma desigual entre classes de tamanho fundiário.

3.2 Regularidade ambiental dos imóveis rurais segundo critérios legais uniformes

A aplicação dos critérios legais uniformes permitiu classificar os imóveis rurais analisados em três categorias: deficitários, regulares sem excedente e regulares com excedente. Dos 230.201 imóveis avaliados, 188.309 foram classificados como deficitários, 41.870 como regulares com excedente e apenas 22 como regulares sem excedente.

Em termos de área acumulada dos imóveis, a categoria deficitária concentrou 26.528.695,10 ha, correspondentes a 73,92% da área analisada. Os imóveis regulares com excedente totalizaram 9.361.057,49 ha, equivalentes a 26,08% da área acumulada, enquanto os imóveis regulares sem excedente representaram proporção residual, com 766,03 ha, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Número de imóveis e área acumulada por categoria de status legal ambiental no estado de Goiás

Grupo	Imóveis (nº)	Área total (ha)	Área (%)
Deficitário	188.309	26.528.695,10	73,92
Regular sem excedente	22	766,03	0,00
Regular com excedente	41.870	9.361.057,49	26,08
Total	230.201	35.890.518,60	100,00

Fonte: Elaborada a partir de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), conforme critérios do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012).

A predominância de imóveis e área acumulada na categoria deficitária indica que o saldo legal negativo é amplo na base cadastral analisada. Em contraste, a regularidade quantitativa concentra-se quase exclusivamente nos imóveis com excedente de vegetação nativa, enquanto a condição de atendimento estrito ao mínimo legal, sem déficit e sem excedente, é praticamente inexistente.

Esse padrão mostra que a regularidade ambiental quantitativa no Cerrado goiano não se distribui de forma homogênea entre os imóveis rurais. A maior parte da área acumulada analisada está associada a imóveis deficitários, enquanto o excedente legal se concentra em um subconjunto menor de imóveis, aspecto relevante para as análises posteriores de distribuição fundiária, espacialização do excedente e qualidade ecológica da vegetação nativa.

3.3 Balanço estadual de excedente e déficit de vegetação nativa

Após a classificação dos imóveis, foi quantificado o balanço agregado entre déficit e excedente de vegetação nativa na base analisada. A agregação dos saldos legais revelou predominância de passivos ambientais entre os imóveis rurais avaliados no Cerrado goiano, com déficit total superior ao excedente identificado.

O déficit agregado concentrou-se nos imóveis classificados como deficitários, totalizando 5.930.887,56 ha de vegetação nativa em falta em relação às exigências mínimas de APP e Reserva Legal. Em contraste, o excedente legal recalculado somou 2.533.695,53 ha, concentrado exclusivamente nos imóveis regulares com excedente (Tabela 3).

Tabela 3 – Déficit e excedente total de vegetação nativa no Cerrado goiano, segundo categorias de regularidade ambiental, estimados a partir de critérios legais uniformes do Código Florestal Brasileiro

Grupo	Déficit (ha)	Excedente (ha)
Deficitário	5.930.887,56	0
Regular sem excedente	0	0
Regular com excedente	0	2.533.695,53

Nota: Valores agregados de déficit e excedente de vegetação nativa, calculados com base no saldo entre vegetação nativa declarada no CAR e vegetação legalmente exigida — APP + Reserva Legal mínima. Fonte: Elaborada a partir de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), conforme critérios do Código Florestal Brasileiro.

O déficit agregado foi mais de duas vezes superior ao excedente legal recalculado. Esse resultado indica que, em termos estritamente quantitativos e declaratórios, o excedente identificado na base analisada não seria suficiente para neutralizar o passivo ambiental associado às exigências mínimas de APP e Reserva Legal.

Esse padrão reforça que a regularização ambiental no Cerrado goiano não pode ser interpretada apenas pela existência de imóveis com excedente legal. A magnitude do déficit e sua concentração nos imóveis deficitários indicam a importância dos Programas de Regularização Ambiental (PRA) e de estratégias de restauração ecológica para o cumprimento efetivo da legislação ambiental.

3.4 Estrutura do déficit e do excedente de vegetação nativa ao longo do gradiente de tamanho dos imóveis

Para avaliar a variação do déficit e do excedente em função da estrutura fundiária, os imóveis foram organizados em classes percentis de área total. Essa estratificação mostrou

aumento progressivo do déficit médio absoluto ao longo do gradiente de tamanho dos imóveis, passando de 1,57 ha na classe P0–20 para 93,47 ha na classe P80–100 (Tabela 4).

Tabela 4. Estrutura do déficit e do excedente de vegetação nativa por classes percentis de área dos imóveis rurais no Cerrado goiano.

Classe	Imóveis (n)	Área média (ha)	Déficit médio (ha)	Excedente médio (ha)	Imóveis deficitários (%)
P0–20	44.595	5,23	1,57	0,26	84,76
P20–40	46.189	17,15	4,78	0,70	86,16
P40–60	46.455	37,39	9,18	1,69	83,90
P60–80	46.496	89,36	18,71	5,32	79,69
P80–100	46.466	623,54	93,47	46,57	74,64

Fonte: Elaborada a partir de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR).

Nota: As classes percentis representam a distribuição dos imóveis rurais segundo a área total do imóvel. O percentual de imóveis deficitários refere-se à proporção de imóveis com déficit de vegetação nativa em cada classe.

Fonte: Elaborada a partir de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), conforme critérios do Código Florestal Brasileiro.

Nas classes de menor dimensão, o déficit médio absoluto foi menor, mas representou proporção elevada da área média dos imóveis. Na classe P0–20, por exemplo, o déficit médio foi de 1,57 ha para uma área média de 5,23 ha, correspondendo a aproximadamente 30% da área média do imóvel. Ao longo do gradiente fundiário, o déficit médio absoluto aumentou de forma consistente, alcançando 4,78 ha na classe P20–40, 9,18 ha na classe P40–60, 18,71 ha na classe P60–80 e 93,47 ha na classe P80–100. Entretanto, em termos relativos, o déficit médio diminuiu, passando de aproximadamente 30% da área média nos menores imóveis para cerca de 15% nos maiores.

O excedente médio também aumentou com o tamanho dos imóveis, mas permaneceu inferior ao déficit médio em todas as classes. Mesmo na classe P80–100, onde o excedente médio atingiu 46,57 ha, esse valor correspondeu a aproximadamente metade do déficit médio observado na mesma classe. A proporção de imóveis deficitários foi elevada em todos os estratos, variando de 74,64% a 86,16%. Esse padrão indica que o déficit de vegetação nativa não está restrito a uma única classe fundiária: imóveis maiores concentram os maiores déficits absolutos, enquanto imóveis menores apresentam déficits proporcionalmente mais elevados em relação à sua área média.

3.5 Concentração da área de excedente legal especializado entre imóveis rurais

A distribuição do excedente legal especializado entre os imóveis rurais analisados apresentou forte assimetria. A análise cumulativa indicou que uma fração reduzida de

propriedades concentra parcela expressiva da área excedente, evidenciando distribuição desigual do estoque de vegetação nativa potencialmente acima do mínimo legal obrigatório.

Os resultados mostraram que 1% dos imóveis com maiores áreas de excedente concentraram 35,96% da área total excedente. Essa concentração aumentou para 61,97% nos 5% maiores imóveis e para 75,18% nos 10% maiores imóveis.

Esse padrão demonstra que o excedente legal espacializado não está distribuído de forma homogênea entre os imóveis rurais, mas concentrado em um subconjunto relativamente pequeno de propriedades. Em termos territoriais, isso indica que grande parte da vegetação nativa potencialmente disponível para supressão legal autorizada está associada a poucos imóveis, ampliando a relevância espacial dessas áreas para a interpretação do risco ecológico potencial (Figura 3).

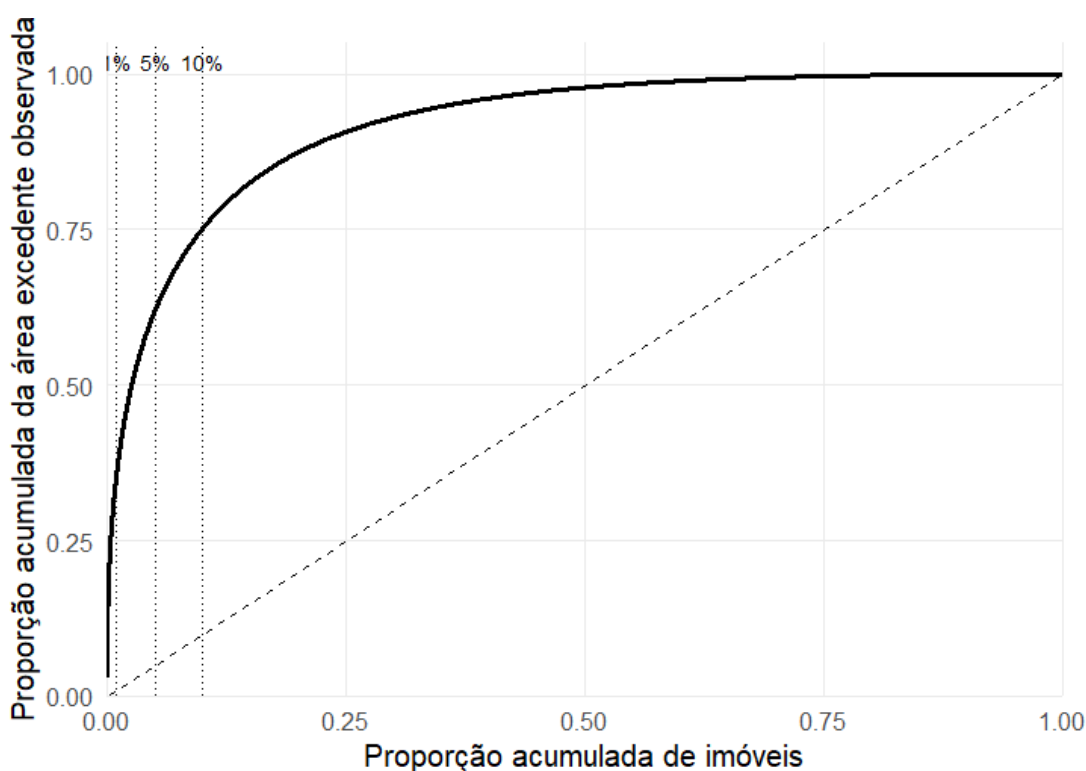


Figura 3. Curva cumulativa da distribuição do excedente legal espacializado de vegetação nativa entre imóveis rurais analisados no estado de Goiás. A linha tracejada representa a distribuição teórica de igualdade, enquanto a curva observada evidencia a concentração da área excedente em uma fração reduzida de imóveis. As linhas verticais indicam os pontos correspondentes a 1%, 5% e 10% dos imóveis com maiores áreas de excedente legal espacializado.

A curva cumulativa evidencia forte desvio em relação à linha teórica de igualdade, indicando que a área excedente se acumula rapidamente nos primeiros percentis da distribuição. Esse resultado complementa a análise por classes de tamanho dos imóveis, demonstrando que a concentração do excedente não depende apenas da variação média entre estratos fundiários, mas também da presença de poucos imóveis com grande participação no estoque excedente total.

Em termos ecológicos e territoriais, esse padrão sugere que decisões localizadas de supressão legal autorizada podem produzir efeitos desproporcionais sobre a configuração da paisagem, especialmente quando incidem sobre imóveis que concentram grande parcela do excedente legal espacializado.

3.6 Distribuição espacial do excedente legal de vegetação nativa no Cerrado goiano

Após a análise da concentração fundiária, foi avaliada a distribuição espacial do excedente legal espacializado no território goiano. O padrão observado foi marcadamente heterogêneo, com ocorrência descontínua e concentração em regiões específicas da paisagem, em vez de distribuição uniforme entre os imóveis rurais analisados (Figura 4A).

A espacialização do excedente, derivada da aplicação do critério legal mínimo à vegetação natural mapeada pelo MapBiomas Cobertura 10 m, evidenciou a presença de manchas descontínuas de vegetação potencialmente acima do mínimo legal obrigatório. Essas áreas ocorreram associadas a remanescentes naturais isolados ou parcialmente conectados, contrastando com a ampla distribuição dos imóveis classificados como deficitários.

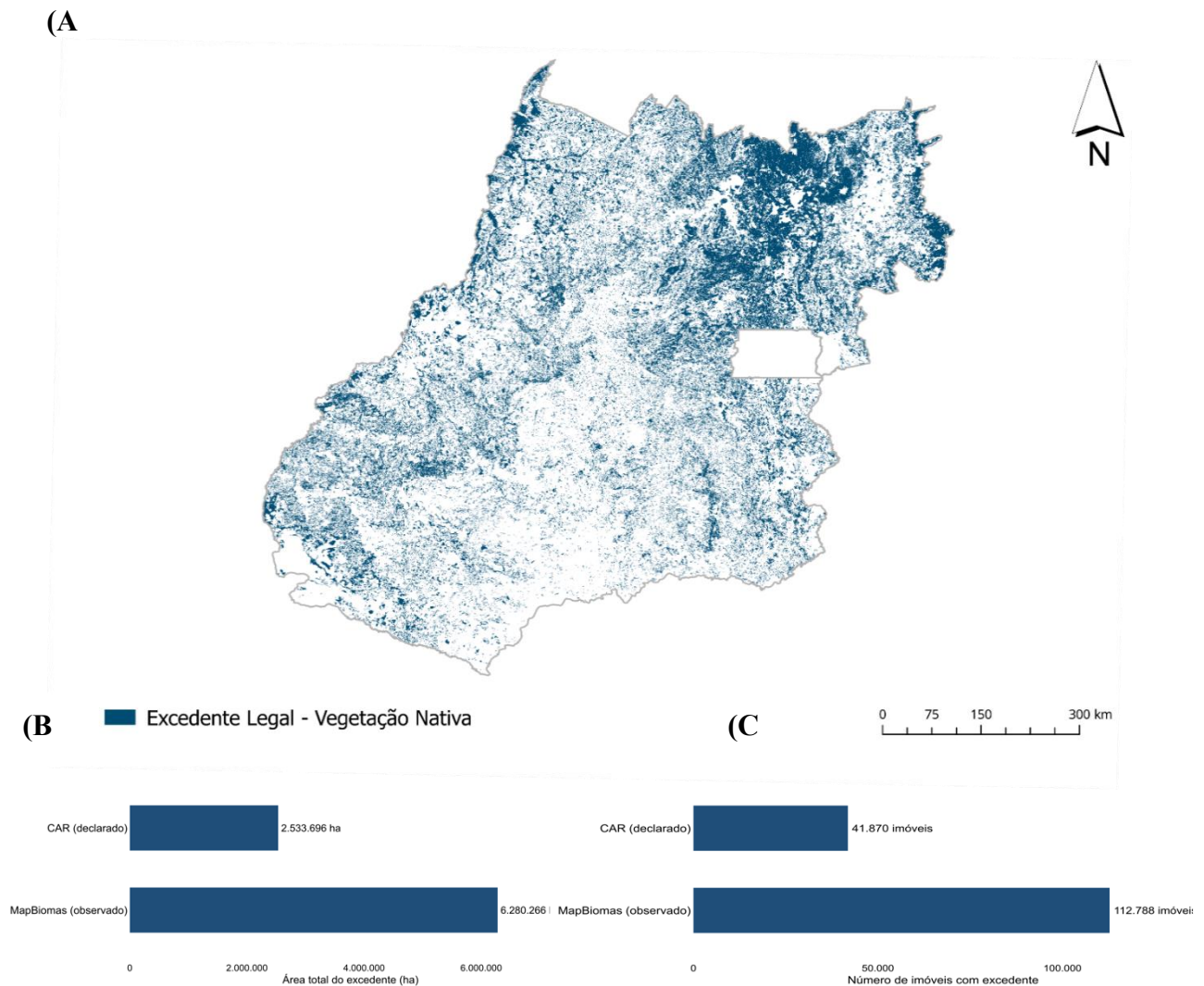


Figura 4. Distribuição espacial e magnitude do excedente legal de vegetação nativa no Cerrado goiano. (A) Mapa do excedente legal espacializado, definido como a parcela da vegetação natural mapeada pelo MapBiomas Cobertura 10 m (2023) que excede o mínimo legal obrigatório, após o desconto de APP e Reserva Legal mínima em cada imóvel rural. (B–C) Comparação entre a estimativa declarada no CAR e a estimativa derivada da vegetação natural observada no MapBiomas quanto à área total e ao número de imóveis com excedente. A discrepância entre as fontes expressa diferenças conceituais e operacionais entre informação autodeclaratória e mapeamento biofísico por sensoriamento remoto. Fonte: CAR (2025) e MapBiomas (2023). Elaboração própria.

A comparação entre as estimativas baseadas no Cadastro Ambiental Rural (CAR) e no MapBiomas evidenciou discrepâncias expressivas tanto em área total quanto no número de imóveis com excedente. Enquanto o excedente recalculado a partir dos dados declarados do CAR correspondeu a aproximadamente 2,53 milhões de hectares, distribuídos em 41.870

imóveis, a estimativa derivada da vegetação natural observada no MapBiomass alcançou cerca de 6,28 milhões de hectares, distribuídos em 112.788 imóveis.

Essa diferença reflete a natureza autodeclaratória do CAR e as distinções entre uma base administrativa e um mapeamento biofísico por sensoriamento remoto. Assim, a estimativa baseada no MapBiomass não substitui o dado declaratório do CAR, mas permite avaliar espacialmente onde a vegetação natural potencialmente acima do mínimo legal obrigatório se encontra distribuída.

Do ponto de vista territorial, o excedente legal espacializado concentrou-se em porções específicas do estado, enquanto extensas áreas apresentaram baixa ou nenhuma ocorrência de vegetação potencialmente excedente. Esse arranjo indica uma dissociação espacial entre áreas com passivo ambiental e áreas com excedente legal, aspecto relevante para a interpretação da regularização ambiental e dos riscos ecológicos associados à conversão legal da vegetação nativa.

A distribuição espacial observada reforça que o excedente legal não deve ser interpretado apenas por sua magnitude total em hectares. Sua localização, fragmentação e relação com os remanescentes naturais são componentes centrais para avaliar o risco ecológico potencial de sua supressão legal autorizada.

3.7 Composição do excedente legal de vegetação nativa segundo tipologias do Cerrado

A composição do excedente legal espacializado segundo as principais tipologias de vegetação do Cerrado mostrou que esse excedente não é ecologicamente homogêneo. As áreas potencialmente acima do mínimo legal obrigatório foram distribuídas entre formações florestais, savânicas e campestres, com diferenças na contribuição relativa e no padrão espacial de ocorrência (Figura 5).

A análise por tipologia revelou maior participação das formações savânicas no excedente legal espacializado. Essas formações apresentaram distribuição mais ampla no território goiano, embora descontínua. As formações florestais ocorreram de forma mais pontual e fragmentada, enquanto as formações campestres representaram a menor contribuição relativa, com ocorrência mais esparsa e localizada.



Formações florestais

Formações savânicas

Formações campestres

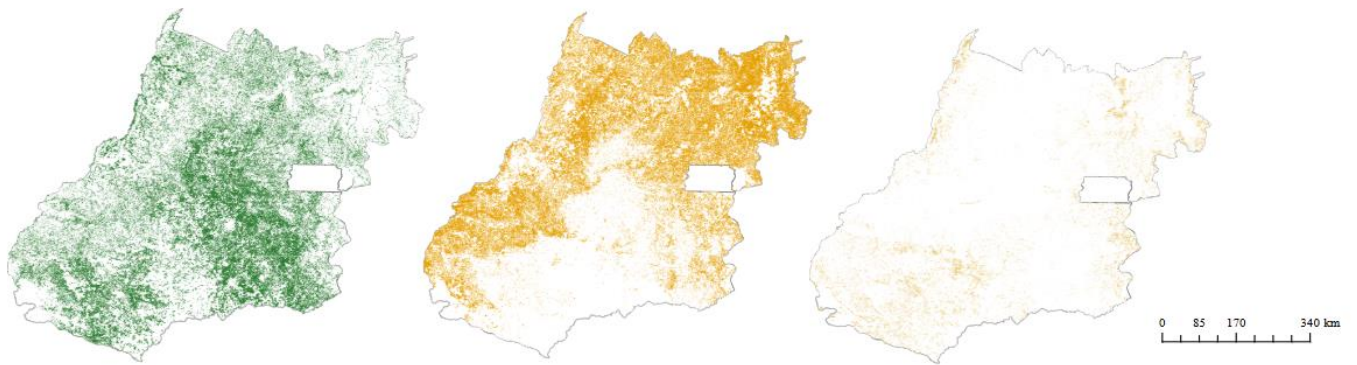


Figura 6B. Área total do excedente suprimível por tipologia do Cerrado

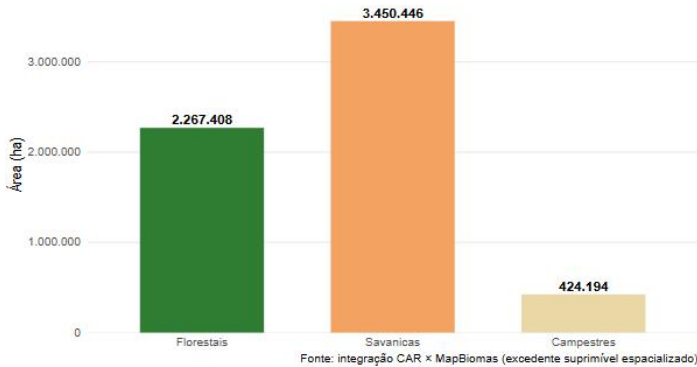


Figura 6C. Participação percentual do excedente suprimível por tipologia

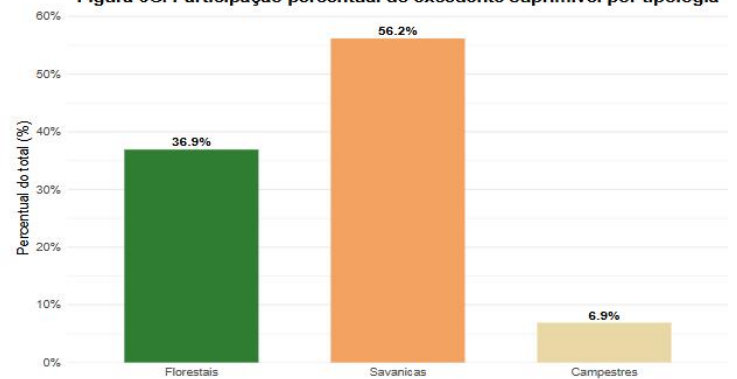


Figura 5 – Distribuição espacial e composição tipológica do excedente legal espacializado no Cerrado goiano. (A) Distribuição espacial do excedente legal espacializado, discriminado em formações florestais, savânicas e campestres. (B) Área total do excedente por tipologia. (C) Participação percentual de cada tipologia no excedente total. O excedente corresponde à parcela da vegetação natural mapeada pelo MapBiomias Cobertura 10 m (2023) situada acima do mínimo legal obrigatório, após o desconto de APP e Reserva Legal mínima em cada imóvel rural. Fonte: CAR (2025) e MapBiomias (2023). Elaboração própria.

A quantificação por tipologia confirmou o predomínio das formações savânicas no excedente legal espacializado, seguidas pelas formações florestais e, em menor proporção, pelas formações campestres. Esse padrão indica que a maior parte da vegetação potencialmente disponível para supressão legal autorizada está associada às formações savânicas, enquanto as formações campestres representam uma fração menor do estoque excedente.

Esses resultados reforçam que a interpretação do excedente legal não deve ser baseada apenas em sua extensão total. A composição tipológica mostra que diferentes formações do Cerrado contribuem de maneira desigual para o excedente espacializado, o que torna necessária

a incorporação de métricas ecológicas complementares, como o Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE), apresentado na seção seguinte.

3.8 Qualidade ecológica estrutural do excedente legal espacializado

A qualidade ecológica estrutural do excedente legal espacializado foi avaliada por meio do Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE). O índice permitiu posicionar as áreas excedentes em um gradiente relativo de condição ecológica, considerando métricas de configuração espacial, conectividade, efeito de borda, histórico de fogo e regeneração da vegetação nativa.

A distribuição espacial do IQE indicou que o excedente legal espacializado não corresponde apenas a remanescentes estruturalmente degradados ou ecologicamente marginais. Parte expressiva dessas áreas ocorre em classes intermediárias e superiores do gradiente de qualidade ecológica, associadas a remanescentes com maior continuidade estrutural, menor isolamento relativo, menor proporção de borda ou menor recorrência histórica de distúrbios por fogo, conforme os critérios integrados no índice (Figura 6).

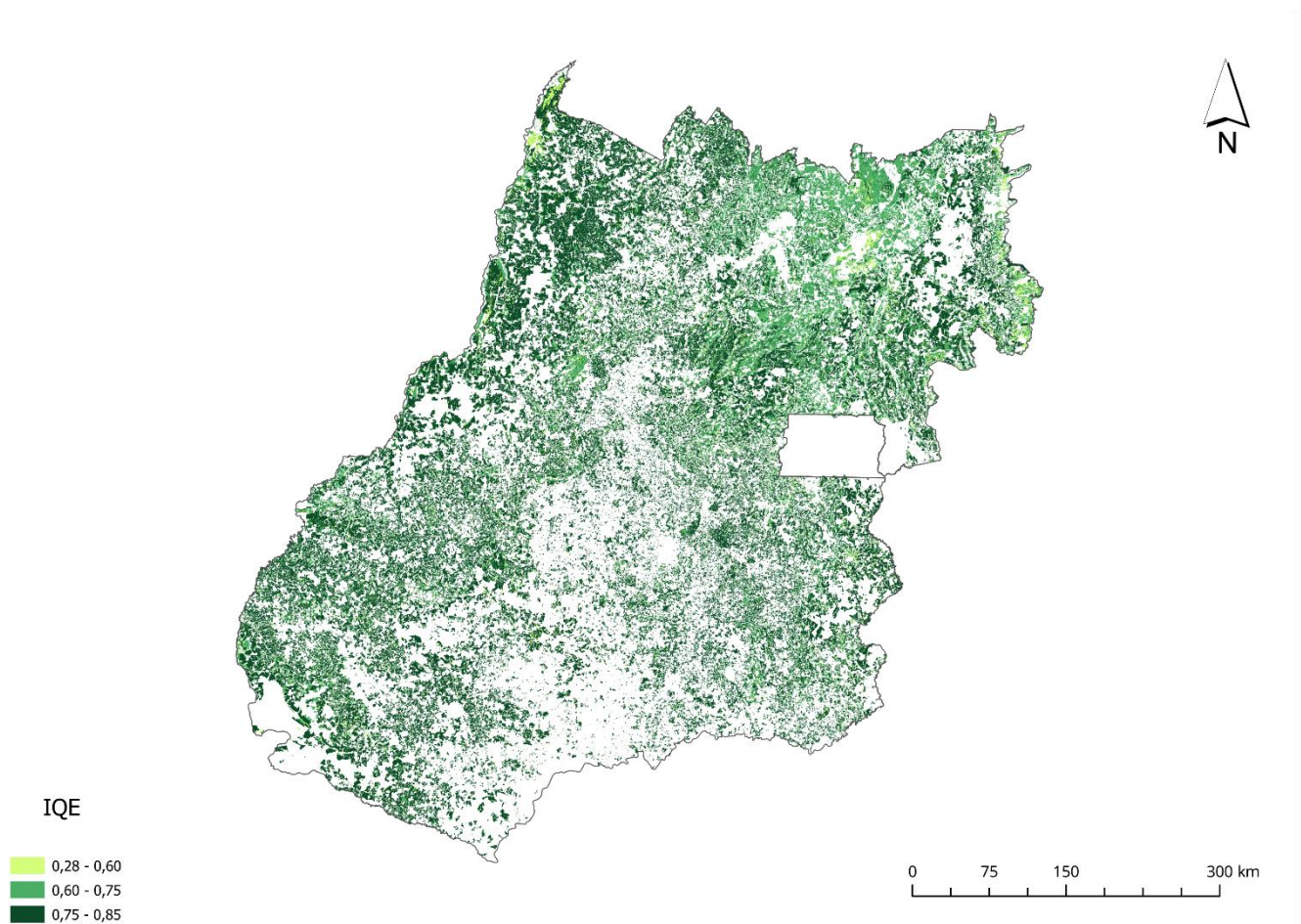


Figura 6 – Qualidade ecológica estrutural do excedente legal espacializado no Cerrado goiano.

(A) Mapa do Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE) aplicado ao excedente legal

especializado. (B) Distribuição da área do excedente entre as classes de IQE. O IQE representa uma métrica relativa de condição ecológica estrutural da paisagem, derivada de métricas de fragmentação, isolamento, proporção de borda, histórico de fogo e regeneração. Os valores indicam a posição relativa das áreas excedentes no gradiente estadual de qualidade ecológica e não devem ser interpretados como níveis absolutos de conservação. Fonte: MapBiomias Cobertura 10 m, Módulo de Degradação da Vegetação Nativa e CAR. Elaboração própria.

A distribuição das áreas excedentes entre as classes de IQE reforça que a disponibilidade legal para supressão não coincide necessariamente com baixa relevância ecológica. Áreas legalmente excedentes podem apresentar condição estrutural intermediária ou elevada, indicando que sua conversão autorizada pode afetar componentes relevantes da configuração da paisagem.

Esse resultado qualifica a interpretação do excedente legal para além da magnitude em hectares. A análise pelo IQE mostra que o risco ecológico potencial depende não apenas da quantidade de vegetação excedente, mas também de sua posição relativa no gradiente de qualidade estrutural, de sua configuração espacial e de sua contribuição para a conectividade da paisagem.

3.9 Comparação entre excedente legal especializado e déficit sujeito à recomposição ambiental

Com base nas estimativas anteriores, foi comparada a área de excedente legal especializado, derivada da vegetação natural observada pelo MapBiomias, com a área de déficit de vegetação nativa calculada a partir dos dados declarados no CAR para imóveis sujeitos à regularização ambiental.

O excedente legal especializado totalizou aproximadamente 6,28 milhões de hectares, enquanto o déficit sujeito à recomposição ambiental somou cerca de 5,93 milhões de hectares. Embora essas grandezas apresentem magnitudes semelhantes, elas representam categorias ecológicas e legais distintas: o excedente corresponde à vegetação nativa já existente e mapeada como acima do mínimo legal obrigatório, enquanto o déficit representa a área necessária para recomposição de APP e Reserva Legal mínima em imóveis deficitários (Figura 7).

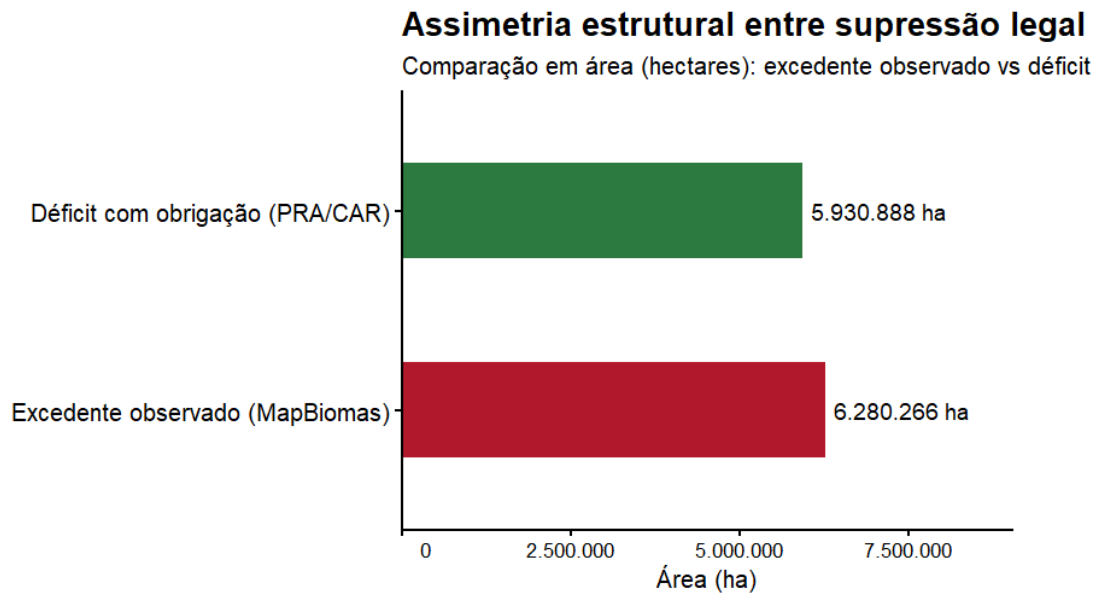


Figura 7 – Comparação entre excedente legal espacializado e déficit de vegetação nativa sujeito à recomposição ambiental no Cerrado goiano. A figura compara a área de vegetação nativa classificada como excedente legal espacializado, com base no MapBiomias Cobertura 10 m (2023), e a área em déficit de vegetação nativa associada a imóveis sujeitos à regularização ambiental, segundo dados do CAR. Os valores indicam magnitudes em hectares e não devem ser interpretados como equivalência ecológica direta entre vegetação existente e recomposição futura. Fonte: MapBiomias e CAR. Elaboração própria.

A proximidade quantitativa entre excedente e déficit não implica equivalência ecológica. O excedente legal espacializado corresponde a remanescentes de vegetação nativa já estabelecidos na paisagem, com localização, estrutura e configuração espacial definidas. Sua eventual supressão legal autorizada representaria perda direta de vegetação existente.

Em contraste, o déficit sujeito à recomposição ambiental representa uma obrigação de restauração futura. A recomposição depende de condições ambientais locais, disponibilidade de propágulos, manejo, tempo de desenvolvimento da vegetação e adesão efetiva dos proprietários. Assim, mesmo quando implementada, a restauração não recompõe imediatamente a estrutura, a conectividade e as funções ecológicas de remanescentes já consolidados.

Essa comparação mostra que a existência de áreas legalmente excedentes não deve ser interpretada como compensação ecológica imediata para o déficit ambiental agregado. O resultado evidencia um descompasso entre a possível perda de vegetação nativa já estabelecida e a recomposição gradual de áreas deficitárias, reforçando a necessidade de considerar

localização, qualidade ecológica e configuração espacial do excedente legal nas decisões de regularização e autorização de supressão.

3.10 Síntese estatística da qualidade ecológica estrutural do excedente legal espacializado

A distribuição do Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE) no excedente legal espacializado foi sintetizada por estatísticas ponderadas pela área de excedente por imóvel. Essa abordagem permitiu representar a contribuição proporcional de cada imóvel no estoque total de vegetação excedente, evitando que imóveis com pequena área de excedente influenciassem desproporcionalmente o padrão geral.

Após a integração espacial e a aplicação dos filtros de consistência, foram considerados 112.790 imóveis, totalizando 6.280.266 ha de excedente legal espacializado. O IQE foi calculado como a média das métricas normalizadas, com remoção par-a-par de valores ausentes e sem imputação. Cinquenta e dois imóveis não apresentaram informação suficiente para compor o índice e foram excluídos das estatísticas do IQE.

A média ponderada do IQE foi de 0,584. A distribuição ponderada apresentou $Q_{25} = 0,545$, mediana = 0,590, $Q_{75} = 0,625$ e $Q_{90} = 0,642$, indicando concentração da maior parte da área excedente em valores intermediários a médio-altos de qualidade ecológica estrutural.

A Figura 8 apresenta a curva cumulativa ponderada do IQE, evidenciando a acumulação progressiva da área excedente ao longo do gradiente do índice e permitindo visualizar a posição relativa dos quantis ponderados.

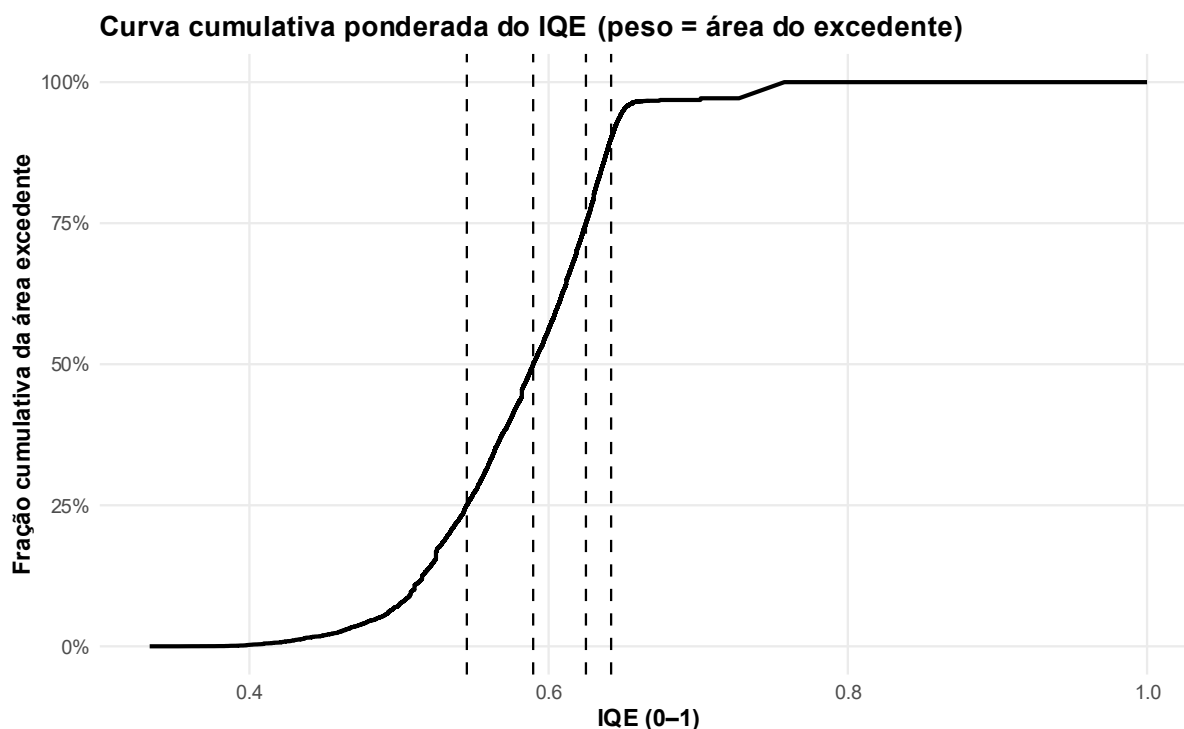


Figura 8 – Curva cumulativa ponderada do Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE) no excedente legal espacializado.

A curva representa a distribuição cumulativa do IQE ponderada pela área de excedente legal espacializado por imóvel. As linhas verticais tracejadas indicam os quantis ponderados da distribuição: $Q_{25} = 0,545$, $Q_{50} = 0,590$, $Q_{75} = 0,625$ e $Q_{90} = 0,642$. O padrão indica que a maior parte da área excedente se concentra em valores intermediários a médio-altos do IQE.

Em conjunto, esses resultados reforçam que o excedente legal espacializado não se concentra majoritariamente em áreas de baixa qualidade ecológica estrutural. Ao contrário, parcela expressiva desse estoque ocorre em faixas intermediárias e médio-altas do IQE, indicando que a disponibilidade legal para supressão não coincide necessariamente com baixa relevância ecológica.

4. DISCUSSÃO

4.1 Magnitude do excedente legal espacializado e concentração fundiária

A magnitude do excedente legal espacializado indica que a vegetação nativa potencialmente acima do mínimo legal obrigatório não constitui um componente residual da paisagem, mas uma fração estruturalmente relevante da cobertura natural remanescente no Cerrado goiano. A estimativa baseada na vegetação natural observada pelo MapBiomas Cobertura 10 m alcançou 6.280.266 ha, distribuídos em 112.790 imóveis rurais, correspondendo a aproximadamente 18% da área estadual mapeada e a cerca de metade da vegetação nativa remanescente identificada no estado. Portanto, a eventual conversão legal dessas áreas não deve ser interpretada apenas como ajuste individual de regularidade ambiental, mas como processo com potencial para alterar a configuração da paisagem, a conectividade entre remanescentes e a integridade ecológica em escala regional (PROJETO MAPBIOMAS, 2023; SOUZA et al., 2020).

Esse valor foi superior ao excedente legal recalculado com base nos dados autodeclaratórios do Cadastro Ambiental Rural (CAR), estimado em aproximadamente 2,53 milhões de hectares segundo os critérios quantitativos adotados neste estudo. Essa diferença não deve ser interpretada como inconsistência direta entre as bases, mas como resultado de suas naturezas distintas. O CAR constitui um instrumento autodeclaratório com finalidade jurídico-administrativa, sujeito a atualizações, retificações e validações institucionais, enquanto o MapBiomas representa um sistema padronizado de monitoramento biofísico da cobertura e uso do solo por sensoriamento remoto (BARBOSA; NABOUT; CUNHA, 2023). Assim, a

estimativa espacial derivada do MapBiomas permite avaliar onde a vegetação natural potencialmente excedente está distribuída, complementando a leitura declaratória fornecida pelo CAR.

A concentração fundiária do excedente legal espacializado constitui um dos principais achados deste estudo. A análise cumulativa mostrou que 1% dos imóveis com maiores áreas de excedente concentram 35,96% da área excedente total, enquanto 10% concentram 75,18%. Esse padrão demonstra que o risco ecológico associado à conversão legal não está distribuído de forma homogênea entre os imóveis rurais, mas condicionado por um subconjunto reduzido de propriedades.

Essa concentração tem implicações diretas sob a perspectiva da ecologia da paisagem. Em sistemas ecológicos fragmentados, perdas concentradas de habitat podem produzir efeitos desproporcionais sobre conectividade, continuidade dos remanescentes e configuração espacial da paisagem, especialmente quando incidem sobre áreas estruturalmente relevantes (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015). No Cerrado goiano, esse risco é intensificado pelo histórico de conversão do uso da terra e pela expansão agrícola espacialmente direcionada, associada à infraestrutura, acesso a mercados e aptidão produtiva (BARBOSA; NABOUT; CUNHA, 2023; SPERA; VANWEY; MUSTARD, 2017).

Dessa forma, a relevância do excedente legal espacializado não decorre apenas de sua extensão absoluta, mas da combinação entre magnitude, concentração fundiária e posição estrutural na paisagem. Trata-se de uma fração expressiva da vegetação remanescente, espacialmente concentrada e juridicamente passível de conversão sob determinadas condições normativas. Essa combinação estabelece o excedente como componente central na avaliação do risco ecológico potencial associado ao ordenamento territorial vigente no Cerrado goiano.

4.2 Estrutura ecológica do excedente: fragmentação e qualidade,

Para além da magnitude territorial, a caracterização ecológica do excedente legal espacializado permite avaliar se a vegetação potencialmente conversível corresponde a áreas estruturalmente marginais ou a remanescentes com relevância para a organização da paisagem. Os resultados indicaram que esse excedente não é ecologicamente homogêneo, pois envolve formações savânicas, florestais e campestres em proporções distintas.

A decomposição tipológica mostrou que aproximadamente 56% da área excedente está associada a formações savânicas, 37% a formações florestais e 7% a formações campestres. Esse padrão reflete a predominância das fisionomias savânicas no território goiano, mas também evidencia participação expressiva de formações florestais no estoque excedente. Esse

resultado é relevante porque diferentes tipologias do Cerrado apresentam estrutura, composição e funções ecológicas distintas, podendo responder de maneira desigual à conversão e à fragmentação da paisagem (BARBOSA; NABOUT; CUNHA, 2023; SPERA; VANWEY; MUSTARD, 2017).

A análise da configuração espacial revelou que o excedente legal espacializado ocorre em uma matriz heterogênea, combinando numerosos remanescentes de pequena extensão com fragmentos maiores concentrados em um número reduzido de imóveis. Esse padrão reforça que a relevância ecológica do excedente não depende apenas da área total disponível, mas também da forma como essa vegetação está distribuída na paisagem.

Sob a perspectiva da ecologia da paisagem, a fragmentação da vegetação nativa tende a aumentar a proporção de borda, reduzir a conectividade estrutural e ampliar a exposição a distúrbios antrópicos, como fogo e efeitos de matriz (BRINCK et al., 2017; FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Assim, a eventual conversão de fragmentos sob excedente legal pode intensificar processos de simplificação estrutural já presentes em paisagens historicamente convertidas do Cerrado.

A síntese da qualidade estrutural pelo Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE) reforça essa interpretação. A média ponderada do IQE no excedente legal espacializado foi de 0,584, com concentração dos valores entre $Q_{25} = 0,545$ e $Q_{90} = 0,642$. Esse padrão indica que o excedente não se concentra majoritariamente em áreas de baixa qualidade ecológica estrutural. Em vez disso, predomina em faixas intermediárias a médio-altas do gradiente estadual de qualidade, sugerindo a presença de vegetação estruturalmente relevante inserida em paisagens antrópicas.

Portanto, a análise integrada da composição tipológica, da fragmentação e do IQE indica que o excedente legal espacializado não pode ser interpretado como um conjunto residual de áreas ecologicamente marginais. Ao contrário, trata-se de uma parcela estruturalmente ativa da paisagem do Cerrado goiano, cuja eventual supressão legal autorizada pode afetar a conectividade, a heterogeneidade espacial e a integridade estrutural dos remanescentes.

4.3 Assimetria normativa e implicações para conservação

A análise integrada dos resultados evidencia que o desafio associado ao excedente legal no Cerrado goiano não se restringe à sua magnitude em hectares. Ele decorre da combinação entre três fatores: extensão territorial expressiva, concentração do excedente em poucos imóveis e condição ecológica estrutural intermediária a elevada de parte das áreas envolvidas. Em

conjunto, esses elementos indicam que a eventual supressão legal do excedente pode produzir efeitos relevantes sobre a configuração da paisagem.

O excedente legal espacializado, estimado a partir da vegetação natural observada pelo MapBiomas, atingiu aproximadamente 6,28 milhões de hectares, magnitude comparável ao déficit ambiental vinculado à recomposição em imóveis sujeitos ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), estimado em cerca de 5,93 milhões de hectares. Essa proximidade numérica, entretanto, não implica equivalência ecológica. O excedente corresponde a vegetação nativa já estabelecida na paisagem, enquanto o déficit representa uma obrigação de recomposição futura, dependente de condições ambientais, histórico de uso, manejo e tempo de desenvolvimento da vegetação (HOLL, 2017; POORTER et al., 2016).

Essa diferença caracteriza uma assimetria temporal: a supressão legalmente autorizada pode remover vegetação existente em curto prazo, ao passo que a recomposição ambiental via PRA tende a ocorrer de forma gradual e com trajetória ecológica incerta. Mesmo quando implementada, a restauração não recompõe imediatamente atributos como estrutura vertical, conectividade, biomassa, composição e funcionalidade ecológica da vegetação previamente estabelecida (HOLL, 2017; POORTER et al., 2016).

A assimetria também é espacial. A recomposição ambiental vinculada ao PRA pode ocorrer por diferentes mecanismos previstos no Código Florestal Brasileiro, incluindo regeneração natural, plantio e compensação, não sendo necessariamente espacialmente coincidente com a área deficitária original (BRASIL, 2012a). Assim, mesmo quando há recomposição, ela pode não restabelecer a configuração espacial anteriormente existente, especialmente em termos de conectividade e distribuição dos fragmentos.

A concentração territorial do excedente intensifica esse risco. Como parcela expressiva da área excedente está associada a um número reduzido de imóveis, decisões localizadas de conversão podem produzir alterações desproporcionais na configuração da paisagem. Em sistemas fragmentados, perdas concentradas de vegetação tendem a reduzir a conectividade estrutural, ampliar o isolamento entre remanescentes e intensificar efeitos de borda, processos associados à perda de integridade ecológica em escala de paisagem (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015).

Portanto, a assimetria entre supressão legal potencial e recomposição ambiental via PRA não deve ser interpretada apenas como diferença entre áreas equivalentes em hectares. Trata-se de um descompasso entre a possível perda imediata de vegetação nativa já estabelecida e a recomposição futura, gradual e espacialmente incerta de áreas deficitárias. Em um bioma

historicamente marcado por elevada conversão e fragmentação, essa combinação amplia a vulnerabilidade estrutural da paisagem e reforça a necessidade de considerar localização, conectividade e qualidade ecológica do excedente antes de sua eventual conversão legal (DUTRA E SILVA, 2020).

4.4 Limitações metodológicas e implicações para estudos futuros

Os resultados devem ser interpretados considerando limitações inerentes à integração de bases cartográficas com diferentes resoluções espaciais. O excedente legal espacializado foi delimitado com base no MapBiomas Cobertura 10 m, enquanto variáveis associadas à degradação e a distúrbios históricos foram derivadas de produtos com resolução de 30 m. Diferenças de escala, limiares de detecção e generalização cartográfica podem introduzir inconsistências espaciais, sobretudo em áreas fragmentadas e zonas de transição entre classes de uso e cobertura. Ainda assim, a aplicação uniforme dos mesmos critérios em toda a área analisada reduz a probabilidade de viés sistemático nas estimativas agregadas (PROJETO MAPBIOMAS, 2023; WU, 2004). A comparação entre o excedente legal recalculado a partir do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o excedente legal espacializado derivado do MapBiomas envolve bases com finalidades distintas. O CAR constitui um registro autodeclaratório de finalidade jurídico-administrativa, sujeito a atualizações, retificações e validações institucionais, enquanto o mapeamento por sensoriamento remoto representa uma caracterização biofísica padronizada da cobertura do solo. Assim, divergências entre essas bases devem ser interpretadas como diferenças conceituais e operacionais entre registro declaratório e classificação espectral, e não como inconsistência direta entre os dados.

A delimitação espacial do excedente foi operacionalizada a partir de um saldo quantitativo em nível de imóvel, descontando-se a APP declarada e a Reserva Legal mínima de 20%, sem atribuição espacial explícita dessas áreas obrigatórias dentro de cada propriedade. Essa abordagem mantém coerência com o critério legal adotado, mas não representa a localização exata das áreas protegidas em escala de pixel, devendo ser interpretada como uma aproximação espacial estruturada do limite legal.

O Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE) foi concebido como métrica comparativa, baseada em normalização Min–Max e ponderação uniforme entre variáveis. Seus valores expressam a posição relativa das áreas no gradiente estrutural estadual, não uma medida absoluta de integridade ecológica.

Por fim, o estudo não incorporou modelagem prospectiva de mudança de uso do solo nem simulações de implementação do Programa de Regularização Ambiental (PRA). Dessa

forma, os resultados devem ser interpretados como caracterização estrutural do excedente legal espacializado no contexto normativo vigente, e não como projeção de cenários futuros. Estudos futuros podem integrar validação de campo, modelagem de mudança de uso da terra e cenários de implementação do PRA para avaliar a dinâmica temporal entre supressão autorizada, recomposição ambiental e conectividade da paisagem.

4.5 Síntese conceitual dos resultados

Em conjunto, os resultados demonstram que o excedente legal espacializado de vegetação nativa no Cerrado goiano não corresponde a um estoque ecologicamente marginal ou residual. Sua magnitude, concentração fundiária, composição tipológica e condição ecológica estrutural indicam que a vegetação potencialmente passível de conversão legal inclui remanescentes estruturalmente relevantes, com potencial para contribuir para a conectividade, a heterogeneidade espacial e a integridade ecológica da paisagem.

A diferença entre o excedente recalculado a partir do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e aquele derivado da vegetação natural observada pelo MapBiomas evidencia que a avaliação do excedente não pode depender exclusivamente de bases autodeclaratórias. A integração entre registros administrativos e mapeamento biofísico permitiu identificar uma dimensão espacial mais ampla do excedente legal, revelando discrepâncias relevantes entre informação declarada e cobertura vegetal detectada por sensoriamento remoto (PROJETO MAPBIOMAS, 2023; SOUZA et al., 2020).

Do ponto de vista espacial, o excedente legal espacializado apresentou forte concentração em uma fração reduzida de imóveis rurais, combinando numerosos remanescentes de pequena extensão com áreas maiores concentradas em poucos imóveis. Esse padrão reforça que o risco ecológico associado à conversão legal não depende apenas da quantidade total de vegetação excedente, mas também de sua distribuição na paisagem e de sua contribuição para a conectividade entre remanescentes (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015).

A análise pelo Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE) mostrou que o excedente não se concentra majoritariamente em áreas de baixa qualidade ecológica. Ao contrário, parcela expressiva desse estoque ocorre em faixas intermediárias e médio-altas do gradiente estrutural, indicando a presença de vegetação em condição estrutural intermediária a elevada inserida em matrizes produtivas. Essa condição amplia a relevância ecológica potencial do excedente, pois sua eventual supressão legal autorizada pode afetar fragmentos importantes para a organização espacial da paisagem.

Assim, o excedente legal não deve ser interpretado apenas como uma reserva normativa de área disponível para conversão. Trata-se de um componente estrutural relevante da paisagem, cuja importância depende da interação entre magnitude, localização, configuração espacial, composição tipológica e qualidade ecológica estrutural. Essa interpretação reforça a necessidade de incorporar critérios espaciais e ecológicos à avaliação da regularidade ambiental, especialmente em paisagens do Cerrado marcadas por elevada conversão histórica, fragmentação e desigual distribuição da vegetação remanescente.

5. CONCLUSÃO

Este estudo quantificou e caracterizou a dimensão territorial, a distribuição espacial e a condição ecológica estrutural do excedente legal de vegetação nativa no estado de Goiás, por meio da integração entre dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e mapeamento biofísico independente pelo MapBiomas Cobertura 10 m. Os resultados indicaram aproximadamente 6,28 milhões de hectares de excedente legal espacializado, distribuídos em 112.790 imóveis rurais, valor substancialmente superior ao excedente recalculado a partir da base autodeclaratória do CAR.

O excedente legal espacializado corresponde a uma parcela expressiva da vegetação nativa remanescente mapeada e apresenta forte concentração fundiária. Uma fração reduzida de imóveis reúne grande parte da área excedente, indicando que o potencial de conversão legal não se distribui de forma homogênea na paisagem, mas assume configuração territorial assimétrica.

Do ponto de vista ecológico, o excedente é composto predominantemente por formações savânicas, seguidas por formações florestais e campestres. Sua configuração espacial fragmentada e sua qualidade ecológica estrutural intermediária, expressa pelo IQE médio ponderado de 0,584, indicam que esse estoque não corresponde majoritariamente a áreas severamente degradadas ou ecologicamente marginais, mas inclui remanescentes estruturalmente relevantes inseridos em matrizes produtivas.

A comparação entre o excedente legal espacializado e o déficit associado ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) evidenciou uma assimetria importante entre supressão potencial e recomposição ambiental. Enquanto o excedente representa vegetação nativa já estabelecida na paisagem, a recomposição vinculada ao PRA constitui processo gradual, dependente de tempo, manejo e condições locais, podendo ser espacialmente dissociada das áreas originalmente deficitárias. Assim, equivalências expressas apenas em hectares não representam equivalência ecológica, temporal ou espacial.

Ao integrar magnitude, concentração fundiária, composição tipológica, configuração espacial e qualidade ecológica estrutural, o estudo demonstra que o excedente legal não deve ser interpretado apenas como uma reserva normativa disponível para conversão. Trata-se de um componente estrutural relevante da paisagem do Cerrado goiano, cuja eventual supressão legal autorizada pode afetar a conectividade, a heterogeneidade espacial e a integridade dos remanescentes naturais.

A abordagem metodológica proposta é replicável em outras unidades da federação e pode subsidiar avaliações comparativas entre regiões e biomas. Os resultados reforçam a necessidade de incorporar critérios espaciais e ecológicos à análise da regularidade ambiental em imóveis rurais, de modo que decisões sobre conversão, compensação e recomposição considerem não apenas percentuais legais mínimos, mas também a localização, a configuração e a qualidade estrutural da vegetação remanescente.

6. REFERÊNCIAS

AUFFRET, Alistair G.; KIMBERLEY, Adam; PLUE, Jan; WALDÉN, Emelie. Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. **Nature Communications**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 3464, 2018. DOI: 10.1038/s41467-018-05991-y.

BARBOSA, Victor Alves; NABOUT, João Carlos; CUNHA, Héli da Ferreira da. Spatial and temporal deforestation in the Brazilian Savanna: the discrepancy between observed and licensed deforestation in the state of Goiás. **Land Use Policy**, [S. l.], v. 131, p. 106730, 2023. DOI: 10.1016/j.landusepol.2023.106730.

BERNADIN, Ruthcatia; FREDDI, Onã da Silva; SOARES, Matheus Bortolanza; RODRIGUES, Domingos de Jesus; MARIMON JUNIOR, Ben Hur; LIMA, Larissa Borges de; PETTER, Fabiano André. Soil organic carbon dynamics in the Cerrado–Amazon ecotone: effects of land-use change on organic carbon sequestration and losses. **CATENA**, [S. l.], v. 259, p. 109366, 2025. DOI: 10.1016/j.catena.2025.109366.

BRASIL. **Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012**. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012b. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7830.htm. Acesso em: 4 set. 2026.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012a. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 4 set. 2026.

BRINCK, Katharina; FISCHER, Rico; GROENEVELD, Jürgen; LEHMANN, Sebastian; DANTAS DE PAULA, Mateus; PÜTZ, Sandro; SEXTON, Joseph O.; SONG, Danxia; HUTH, Andreas. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 14855, 2017. DOI: 10.1038/ncomms14855.

CASTELONI, Carlos Henrique Pires Luiz; STEINKE, Valdir Adilson. O papel das reservas legais na garantia da conectividade entre os remanescentes de vegetação nativa nos biomas brasileiros. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 44, p. e209667, 2024. DOI: 10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2024.209667.

COLMAN, Carina Barbosa; GUERRA, Angélica; ALMAGRO, André; OLIVEIRA ROQUE, Fabio de; ROSA, Isabel M. D.; FERNANDES, Geraldo Wilson; OLIVEIRA, Paulo Tarso S. Modeling the Brazilian Cerrado land use change highlights the need to account for private property sizes for biodiversity conservation. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 14, n. 1, p. 4559, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-55207-1.

CUNHA, Elias Rodrigues da; SANTOS, Celso Augusto Guimarães; SILVA, Richarde Marques da; BACANI, Vitor Matheus; POTT, Arnildo. Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic Forest ecotone of Brazil. **Land Use Policy**, [S. l.], v. 101, p. 105141, 2021. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.105141.

DA SILVA, Ramon Felipe Bicudo; DE CASTRO VICTORIA, Daniel; NOSSACK, Fábio Ávila; VIÑA, Andrés; MILLINGTON, James D. A.; VIEIRA, Simone Aparecida; BATISTELLA, Mateus; MORAN, Emilio; LIU, Jianguo. Slow-down of deforestation following a Brazilian forest policy was less effective on private lands than in all conservation areas. **Communications Earth & Environment**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 111, 2023. DOI: 10.1038/s43247-023-00783-9.

DUTRA E SILVA, Sandro. Challenging the environmental history of the Cerrado: science, biodiversity and politics on the Brazilian agricultural frontier. **Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC): Revista de la Solcha**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 82–116, 2020. DOI: 10.32991/2237-2717.2020v10i1.p82-116.

ELMIRO, Marcos Antonio Timbó; NERO, Marcelo Antonio; DUTRA, Debora Joana; RODRIGUES, Evandro Luis; BORGES, André Ferreira. Sistema de coordenadas planas e projeção cartográfica para a representação da área territorial completa de Minas Gerais. **Revista Geografias**, Belo Horizonte, v. 13, n. 2, p. 107–123, 2017. DOI: 10.35699/2237-549X.2017.16060.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FORTES, Elenice A.; LANDIS, Jacob B.; TER STEEGE, Hans; SPECHT, Chelsea D.; DOYLE, Jeff J.; MANSANO, Vidal de F. Nuclear phylogenomics of *Eperua* (Leguminosae) highlights the role of habitat and morphological lability in dispersal and diversification across Amazonia and in the Caatinga–Cerrado ecotone. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, [S. l.], v. 202, p. 108236, 2025. DOI: 10.1016/j.ympev.2024.108236.

GOIÁS. **Lei nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022**. Dispõe sobre a regularização de passivos ambientais de imóveis rurais e urbanos, bem como sobre a compensação florestal, a compensação por danos decorrentes da supressão de vegetação nativa realizada sem prévia autorização e a definição dos parâmetros da compensação e da reposição florestal no Estado de Goiás. Goiânia: Governo do Estado de Goiás, 2022. Disponível em: <https://legisla.casacivil.go.gov.br/api/v2/pesquisa/legislacoes/104746/pdf>. Acesso em: 4 set. 2026.

HADDAD, Nick M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HOLL, Karen D. Research directions in tropical forest restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, [S. l.], v. 102, n. 2, p. 237–250, 2017. DOI: 10.3417/2016036.

LAURANCE, William F.; VASCONCELOS, Heraldo L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009. DOI: 10.4257/oeco.2009.1303.03.

LEWIS, Kennedy et al. Mapping native and non-native vegetation in the Brazilian Cerrado using freely available satellite products. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 1588, 2022. DOI: 10.1038/s41598-022-05332-6.

OLIVEIRA, Ubirajara et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 9141, 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-08707-2.

PAIVA, Rodrigo José Oliveira; BRITES, Ricardo Seixas; MACHADO, Ricardo Bomfim. The role of protected areas in the avoidance of anthropogenic conversion in a high pressure region: a matching method analysis in the core region of the Brazilian Cerrado. **PLOS ONE**, [S. l.], v. 10, n. 7, p. e0132582, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0132582.

POORTER, Lourens et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, [S. l.], v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016. DOI: 10.1038/nature16512.

PROJETO MAPBIOMAS. MapBiomas Cobertura 10 m: Coleção 2 (beta) de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil, ano de referência 2023. [S. l.]: Projeto MapBiomas, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-cobertura-10m/>. Acesso em: 1 set. 2025.

RABESCHINI, Gabriela; PERSSON, U. Martin; WEST, Chris; KASTNER, Thomas. Choosing fit-for-purpose biodiversity impact indicators for agriculture in the Brazilian Cerrado ecoregion. **Nature Communications**, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 1799, 2025. DOI: 10.1038/s41467-025-57037-9.

ROITMAN, Iris et al. Rural Environmental Registry: an innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, [S. l.], v. 76, p. 95–102, 2018. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.04.037.

ROSENFELD, Milena Fermina et al. Mapping resilient landscapes to climate change in a megadiverse country. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 31, n. 10, p. e70544, 2025. DOI: 10.1111/gcb.70544.

SILVA JUNIOR, Celso H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 269, 2020. DOI: 10.1038/s41597-020-00600-4.

SILVA, Murilo S.; JARDIM, Lucas; TERRIBILE, Levi Carina. Geodiversity conservation in the Cerrado: representation of geophysical scenarios in the biome's protected areas network. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 312, p. 111464, 2025. DOI: 10.1016/j.biocon.2025.111464.

SOUZA, Carlos M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [S. l.], v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.

SPERA, Stephanie; VANWEY, Leah; MUSTARD, Jack. The drivers of sugarcane expansion in Goiás, Brazil. **Land Use Policy**, [S. l.], v. 66, p. 111–119, 2017. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.03.037.

TURNER, Monica G.; O'NEILL, Robert V.; GARDNER, Robert H.; MILNE, Bruce T. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, [S. l.], v. 3, n. 3–4, p. 153–162, 1989. DOI: 10.1007/BF00131534.

WU, Jianguo. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. **Landscape Ecology**, [S. l.], v. 19, n. 2, p. 125–138, 2004. DOI: 10.1023/B:LAND.0000021711.40074.ae.

XAVIER, Laura Cristina Moura; MEIRELES, Tatiane Assis Vilela; SANTIL, Fernando Luiz de Paula. Análise das inconsistências topológicas nos dados do CAR: um estudo de caso para o município de Barão de Melgaço – MT. **Revista Brasileira de Geomática**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 337, 2023. DOI: 10.3895/rbgeo.v11n1.14810.

CAPÍTULO TRÊS

Avaliação do NDVI como proxy do estoque de carbono acima do solo na vegetação do Cerrado em faixas marginais de rodovias: uma abordagem metodológica com imagens Sentinel-2

VIÇOSA – MINAS GERAIS

2026

RESUMO

De Oliveira Junior, Valdivino Domingos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2026. **Avaliação do NDVI como proxy do estoque de carbono acima do solo na vegetação do Cerrado em faixas marginais de rodovias: uma abordagem metodológica com imagens Sentinel-2. Orientador: João Augusto Alves Meira-Neto.**

Este estudo avaliou a relação entre o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e o estoque de carbono acima do solo em vegetação de Cerrado stricto sensu localizada em faixas marginais de rodovias. Dados de inventário florestal de 80 parcelas de 500 m² foram integrados a imagens Sentinel-2 com resolução espacial de 10 m. A biomassa acima do solo foi estimada por meio de equação alométrica baseada no diâmetro, na altura e na densidade da madeira e convertida em carbono utilizando o fator 0,50. A associação entre o NDVI médio e o estoque de carbono nas parcelas foi avaliada pelos coeficientes de correlação de Pearson e Spearman e por regressão linear simples. Também foram caracterizados o uso e a cobertura da terra nas faixas marginais e, de maneira exploratória, cenários de estoque potencial de carbono em áreas com possibilidade de restauração. Os valores de NDVI variaram entre 0,166 e 0,407, enquanto os estoques de carbono variaram entre 0,9 e 98,0 Mg ha⁻¹. A correlação de Pearson foi positiva e forte ($r = 0,805$; $p < 0,001$), e a correlação de Spearman também foi positiva ($\rho = 0,597$; $p < 0,001$). O modelo linear explicou 64,8% da variação do carbono entre as parcelas ($R^2 = 0,648$), com erro padrão residual de 10,26 Mg ha⁻¹. Entretanto, a dispersão das observações e as limitações do ajuste nas extremidades do intervalo demonstraram que o NDVI representa apenas parcialmente a variabilidade do carbono. A análise de 588.488,47 ha de faixas marginais mostrou que aproximadamente 69,0% da área estava ocupada por usos antrópicos e 30,9% por vegetação nativa. Pastagens e outras áreas não vegetadas totalizaram 225.079,83 ha, equivalentes a 38,25% da área analisada, e foram consideradas para cenários exploratórios de restauração. A aplicação da média e do maior estoque observado nas parcelas resultou, respectivamente, em cenários de aproximadamente 3,94 e 22,06 milhões de Mg de carbono. Esses valores representam estoques potenciais de referência, não correspondendo ao incremento líquido, à taxa de sequestro ou à previsão de que toda a área identificada alcançará essas condições. Conclui-se que o NDVI contém informação relevante sobre a variação do estoque de carbono nas condições amostradas, mas sua aplicação permanece restrita ao domínio empírico e fitofisionômico avaliado. A integração entre inventário florestal, imagens Sentinel-2 e dados de uso e cobertura da terra fornece uma base metodológica para avaliações futuras, condicionadas à validação independente e à análise local da viabilidade da restauração.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto aplicado à vegetação; Índice de Vegetação por Diferença Normalizada; Biomassa acima do solo em ecossistemas savânicos; Estoque de carbono em vegetação nativa; Cerrado brasileiro.

ABSTRACT

De Oliveira Junior, Valdivino Domingos, D.Sc., Federal University of Viçosa, August 2026.
Assessing NDVI as a proxy for aboveground carbon stock in roadside Cerrado vegetation: a methodological approach using Sentinel-2 imagery. Advisor: João Augusto Alves Meira-Neto.

This study evaluated the relationship between the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and aboveground carbon stock in Cerrado sensu stricto vegetation located along roadside margins. Forest inventory data from 80 plots of 500 m² were integrated with Sentinel-2 imagery at 10 m spatial resolution. Aboveground biomass was estimated using an allometric equation based on stem diameter, tree height, and wood density and converted to carbon using a factor of 0.50. The association between mean NDVI and plot-level carbon stock was assessed using Pearson's and Spearman's correlation coefficients and simple linear regression. Land use and land cover within roadside margins were also characterized, and exploratory scenarios of potential carbon stock were calculated for areas with restoration potential. NDVI values ranged from 0.166 to 0.407, whereas carbon stocks ranged from 0.9 to 98.0 Mg ha⁻¹. Pearson's correlation was positive and strong ($r = 0.805$; $p < 0.001$), and Spearman's correlation was also positive ($\rho = 0.597$; $p < 0.001$). The linear model explained 64.8% of the variation in carbon stock among plots ($R^2 = 0.648$), with a residual standard error of 10.26 Mg ha⁻¹. However, data dispersion and poor model behavior at the limits of the observed range showed that NDVI accounted for only part of the variability in carbon stock. The analysis of 588,488.47 ha of roadside margins showed that approximately 69.0% of the area was occupied by anthropogenic land uses and 30.9% by native vegetation. Pastures and other non-vegetated areas totaled 225,079.83 ha, corresponding to 38.25% of the analyzed area, and were considered in exploratory restoration scenarios. Applying the mean and maximum carbon stocks observed in the field plots resulted in scenarios of approximately 3.94 and 22.06 million Mg of carbon, respectively. These values represent reference scenarios of potential carbon stock rather than net carbon gains, sequestration rates, or predictions that all identified areas will attain these conditions. NDVI therefore contains relevant information on carbon-stock variation under the sampled conditions, but its application remains restricted to the empirical and vegetation domains evaluated. Integrating forest inventory data, Sentinel-2 imagery, and land-use and land-cover information provides a methodological basis for future assessments, subject to independent validation and site-specific evaluation of restoration feasibility.

Keywords: Remote sensing applied to vegetation analysis; Normalized Difference Vegetation Index; Aboveground biomass in savanna ecosystems; Carbon stock in native vegetation; Brazilian Cerrado.

1. INTRODUÇÃO

A expansão de infraestruturas viárias constitui um dos processos mais intensivos de transformação da paisagem em escala global. Além dos impactos diretos sobre a fragmentação de habitats e a mortalidade de fauna, as rodovias criam extensas faixas marginais de vegetação que frequentemente permanecem pouco avaliadas no contexto da ecologia da paisagem. Essas áreas, muitas vezes tratadas apenas como zonas de segurança, servidão ou restrição de ocupação, podem manter remanescentes de vegetação nativa e desempenhar funções ecológicas relevantes, incluindo conectividade de habitats, manutenção da biodiversidade e armazenamento de carbono (FERNANDES et al., 2018; SU et al., 2026). No Brasil, a existência de faixas não edificáveis associadas às rodovias tem base normativa vinculada ao ordenamento territorial e à segurança viária. A Lei nº 6.766/1979, com alterações posteriores, estabelece reserva de faixa não edificável ao longo das faixas de domínio público das rodovias, admitindo redução por lei municipal ou distrital até limites específicos (BRASIL, 1979, 2019). Contudo, essa restrição não equivale, por si só, a uma obrigação de conservação ecológica da vegetação, o que reforça a necessidade de avaliar empiricamente o papel ambiental dessas áreas.

O Cerrado brasileiro constitui um dos principais hotspots de biodiversidade do planeta (MYERS et al., 2000), caracterizado por elevada diversidade de espécies e ampla heterogeneidade estrutural e funcional de suas formações vegetais. Nas últimas décadas, o bioma tem sido intensamente impactado pela expansão agrícola, pela conversão de áreas naturais em pastagens e lavouras e pela fragmentação da vegetação nativa (BARBOSA; NABOUT; CUNHA, 2023; SILVA; JARDIM; TERRIBILE, 2025). Estudos conduzidos em margens de rodovias indicam que essas áreas podem apresentar biomassa, diversidade funcional e estrutura vegetal relevantes, sugerindo seu potencial como componentes de infraestrutura verde em paisagens antropizadas (COELHO et al., 2026; SU et al., 2026).

Inventários florísticos em faixas não edificáveis de rodovias no Cerrado demonstraram que essas áreas podem abrigar elevada riqueza de espécies arbóreas e estrutura de vegetação comparável à de áreas naturais do bioma. Em levantamentos realizados em vegetação de Cerrado stricto sensu associada a rodovias, foram registradas mais de uma centena de espécies arbóreas, com elevada similaridade em relação a áreas conservadas do bioma (RIOS et al.,

2023). Apesar dessas evidências, ainda são escassas as avaliações quantitativas que integram dados de campo, estimativas de carbono e métricas espectrais nessas formações lineares.

Uma das principais limitações para avaliar o papel dessas áreas no armazenamento de carbono é a dificuldade de monitoramento em grandes extensões territoriais. Inventários florestais fornecem estimativas detalhadas de biomassa e carbono, mas são espacialmente restritos. Nesse contexto, técnicas de sensoriamento remoto têm sido amplamente utilizadas para estimar atributos estruturais da vegetação em diferentes biomas. Entre os índices espectrais, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é amplamente empregado como proxy da atividade fotossintética, estrutura da vegetação, produtividade primária e biomassa acima do solo (CAMPS-VALLS et al., 2021; PETTORELLI et al., 2005; WANG et al., 2022).

O NDVI apresenta sensibilidade à densidade do dossel, à cobertura foliar e à atividade fotossintética da vegetação. Entretanto, sua relação com biomassa e carbono não é universal. Em ambientes savânicos e heterogêneos, como o Cerrado, a coexistência de formações campestres, savânicas e florestais pode produzir respostas espectrais contrastantes, limitando a transferibilidade de modelos calibrados em outros biomas (LEWIS et al., 2022). Assim, o NDVI deve ser tratado como um proxy espectral dependente de calibração empírica local, especialmente em sistemas savânicos estruturalmente abertos, heterogêneos e sujeitos à influência de borda.

Ao integrar inventário florestal, sensoriamento remoto e análise espacial da paisagem, este capítulo avalia o potencial do NDVI derivado de imagens Sentinel-2 como proxy do estoque de carbono acima do solo em parcelas de Cerrado *stricto sensu* localizadas em faixas marginais de rodovias. Para isso, dados de inventário florestal foram utilizados para estimar biomassa e carbono acima do solo e, posteriormente, integrados a métricas espectrais derivadas de imagens Sentinel-2. De forma complementar, o estudo caracteriza o uso e cobertura da terra nas faixas marginais e avalia, de maneira exploratória, o potencial dessas áreas para restauração ecológica e incremento do estoque de carbono, mantendo o domínio de inferência restrito às condições amostradas em campo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido no bioma Cerrado, que ocupa aproximadamente 20–25% do território brasileiro e constitui o segundo maior bioma do país. Distribuído predominantemente no Planalto Central, o Cerrado ocorre em extensas áreas dos estados de Goiás, Minas Gerais,

Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, Bahia, Maranhão, Piauí, São Paulo, Paraná, Rondônia e Pará, além do Distrito Federal. O bioma estabelece zonas de transição ecológica com a Amazônia, a Caatinga, a Mata Atlântica e o Pantanal, formando um importante mosaico biogeográfico na América do Sul (COLMAN et al., 2024; OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2021; SOUZA; EISENLOHR, 2020).

O clima predominante é tropical sazonal, classificado principalmente como Aw segundo Köppen, com duas estações bem definidas: uma estação chuvosa, entre outubro e abril, e uma estação seca durante o inverno. A precipitação anual média varia entre aproximadamente 1.200 e 1.800 mm, com temperaturas médias anuais entre 22 °C e 27 °C. Essas condições favorecem o desenvolvimento de diferentes formações campestres, savânicas e florestais, que compõem o mosaico fitofisionômico do bioma (ALVARES et al., 2013).

A vegetação do Cerrado apresenta elevada diversidade estrutural e funcional. Entre suas fitofisionomias, o Cerrado stricto sensu constitui uma das formações savânicas mais representativas, caracterizada por vegetação arbórea aberta, dossel descontínuo e elevada diversidade de espécies lenhosas (ALVAREZ et al., 2025). Em grande parte do bioma, a paisagem atual é fortemente influenciada pela expansão agropecuária, resultando em mosaicos de vegetação nativa remanescente intercalados com áreas agrícolas e pastagens cultivadas (BARBOSA; NABOUT; CUNHA, 2023). Nesse contexto, a malha rodoviária presente no Cerrado atravessa extensas áreas antropizadas e cria faixas marginais onde remanescentes de vegetação nativa podem persistir ao longo da infraestrutura viária. Essas formações lineares constituem o recorte espacial deste estudo, que avalia a relação entre o NDVI derivado de imagens Sentinel-2 e o estoque de carbono acima do solo em parcelas de Cerrado stricto sensu localizadas em margens de rodovias (Figura 1).

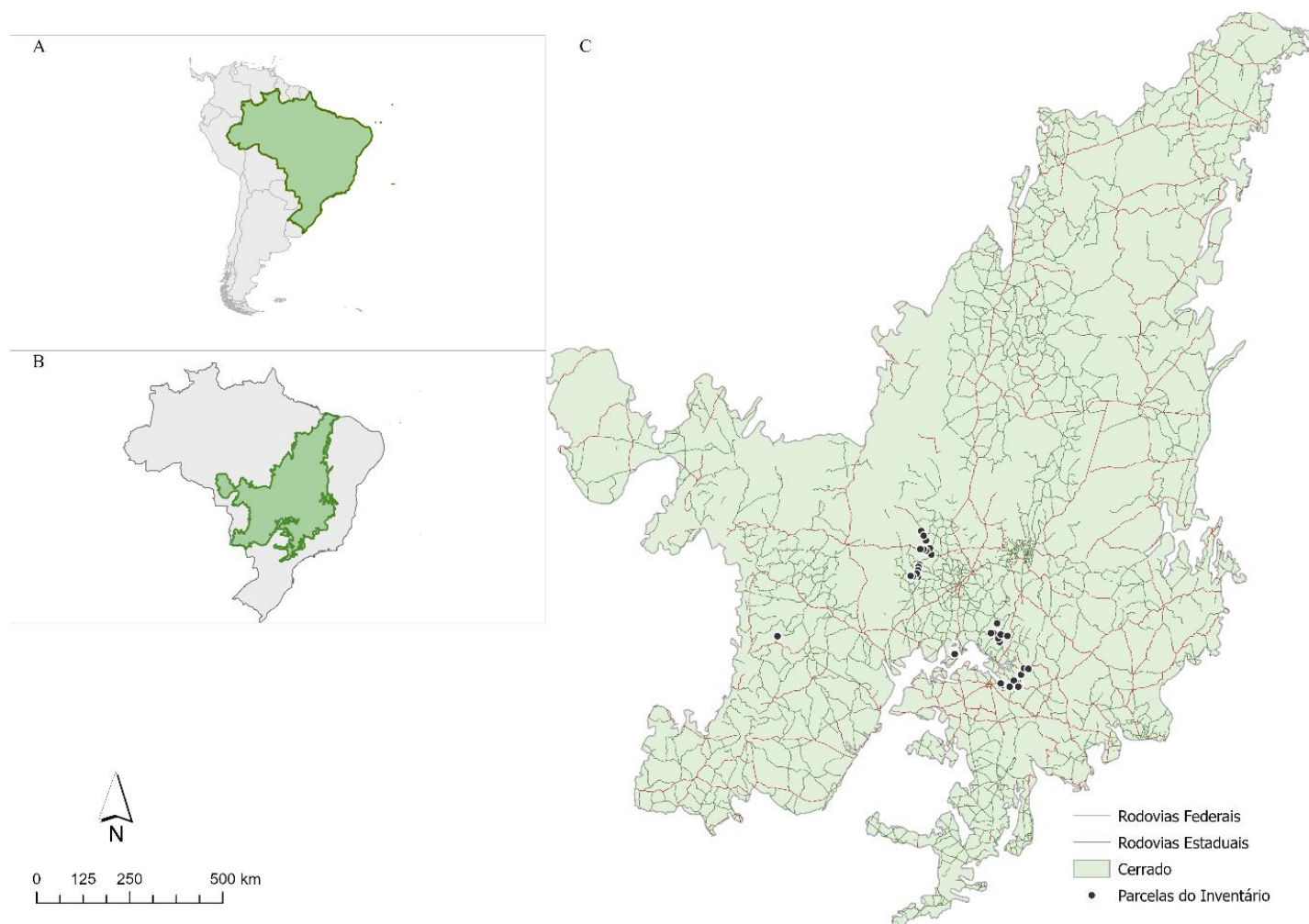


Figura 1 — Localização do bioma Cerrado no Brasil e distribuição das rodovias e parcelas de inventário utilizadas para calibração dos modelos de carbono.

2.2 Inventário florestal e dados de campo

Os dados de campo utilizados neste estudo foram provenientes de inventários florestais previamente conduzidos em áreas de Cerrado stricto sensu localizadas em faixas non aedificandi ao longo de rodovias no Brasil Central, conforme descrito por (RIOS et al., 2023). A utilização desse conjunto de dados permitiu integrar informações obtidas em diferentes regiões do bioma sob um protocolo amostral padronizado, assegurando consistência na caracterização estrutural da vegetação arbórea em ambientes lineares associados à infraestrutura viária.

O levantamento original compreendeu 100 parcelas distribuídas em quatro regiões do bioma Cerrado: noroeste de Goiás (NO-GO), sul de Goiás (S-GO), sudeste de Goiás (SE-GO) e Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba (TRI), totalizando 5 ha de área amostral. Cada parcela apresentou dimensões de 50 m × 10 m, correspondendo a uma área de 500 m² (0,05 ha), e foi instalada em trechos com presença de vegetação arbórea característica de Cerrado stricto sensu.

Para as análises desenvolvidas no presente estudo, foram selecionadas 80 parcelas do conjunto original, correspondentes àquelas para as quais havia disponibilidade de coordenadas geográficas compatíveis com a integração espacial com os dados de sensoriamento remoto. Essa seleção foi necessária para garantir o adequado pareamento entre as unidades amostrais de campo e os dados espectrais derivados das imagens Sentinel-2, permitindo a análise integrada entre atributos estruturais da vegetação, biomassa, carbono e NDVI.

Em cada parcela, foram inventariados todos os indivíduos lenhosos vivos com circunferência igual ou superior a 15 cm, mensurada a 30 cm do solo, conforme o protocolo adotado no inventário original (RIOS et al., 2023). Foram registradas informações dendrométricas utilizadas posteriormente para a derivação das variáveis estruturais e para a estimativa da biomassa acima do solo. A identificação botânica foi realizada, sempre que possível, diretamente em campo, sendo complementada por coleta de material botânico e posterior identificação em herbário quando necessário. A classificação taxonômica seguiu o sistema Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV), com atualização da nomenclatura baseada na Flora do Brasil.

A partir dos dados do inventário, foram derivadas métricas estruturais em nível de parcela, incluindo número de indivíduos, riqueza de espécies, composição florística e área basal. Para o cálculo da área basal, as medidas de circunferência foram convertidas em diâmetro e posteriormente agregadas em nível de parcela e padronizadas por unidade de área.

No presente estudo, os dados provenientes do inventário foram utilizados como base para a derivação das variáveis estruturais, da biomassa acima do solo e do estoque de carbono. Não foram reprocessadas as análises fitossociológicas detalhadas apresentadas no estudo original de (RIOS et al., 2023), uma vez que o objetivo deste capítulo concentrou-se na integração entre atributos estruturais da vegetação e métricas espectrais derivadas de sensoriamento remoto.

O conjunto de dados resultante constituiu a base empírica para a estimativa da biomassa acima do solo e do estoque de carbono em nível de parcela, bem como para a avaliação da relação entre essas variáveis e o NDVI derivado das imagens Sentinel-2.

2.3 Estimativa de biomassa e carbono acima do solo

A biomassa acima do solo (*Aboveground Biomass* – AGB) foi estimada a partir das variáveis dendrométricas obtidas no inventário florestal, utilizando informações de circunferência do caule, altura total e densidade da madeira para os indivíduos amostrados nas parcelas selecionadas. Como o inventário original adotou como critério de inclusão indivíduos

lenhosos vivos com circunferência mensurada a 30 cm do solo igual ou superior a 15 cm, as medidas de circunferência foram inicialmente convertidas em diâmetro, de modo a possibilitar a aplicação da equação alométrica selecionada:

$$D = \frac{CAP}{\pi}$$

Onde:

- D= diâmetro do caule, em cm; CAP = circunferência medida a 30 cm do solo, em cm; $\pi= 3,14159$.

A biomassa acima do solo foi estimada individualmente por meio da equação alométrica pantropical proposta por (CHAVE et al., 2014), que incorpora simultaneamente o diâmetro do caule, a altura total e a densidade da madeira como preditores da biomassa:

$$AGB = 0,0673 \times (\rho \times D^2 \times H)^{0,976}$$

em que AGB corresponde à biomassa acima do solo por indivíduo, ρ corresponde à densidade da madeira (g cm^{-3}), D corresponde ao diâmetro do caule (cm) e H corresponde à altura total do indivíduo (m).

A aplicação da equação foi realizada individualmente para todos os indivíduos amostrados. Posteriormente, os valores individuais de biomassa foram somados em nível de parcela, resultando na biomassa acima do solo total por unidade amostral. Os valores foram então convertidos de quilogramas para megagramas (Mg) e padronizados por hectare, considerando a área de cada parcela de 0,05 ha:

$$AGB_{\text{parcela}} = \sum AGB$$

A densidade da madeira foi atribuída com base em valores disponíveis em bases de dados especializadas de abrangência global, adotando-se, sempre que possível, valores específicos por espécie. Na ausência dessa informação, foram utilizados valores médios disponíveis para níveis taxonômicos superiores, conforme a disponibilidade dos dados (ZANNE, AMY E et al., 2019). O estoque de carbono acima do solo foi estimado a partir da

biomassa acima do solo, adotando-se o fator de conversão de 0,50, valor amplamente utilizado em estimativas de carbono na biomassa vegetal.

$$C = AGB \times 0,50$$

em que (C) corresponde ao estoque de carbono acima do solo. Inicialmente, o carbono foi calculado individualmente e, posteriormente, os valores foram agregados em nível de parcela e padronizados por hectare, resultando nas estimativas de carbono total por parcela e carbono em $Mg\ ha^{-1}$.

As estimativas de biomassa e carbono foram utilizadas como variáveis estruturais de referência para a integração com os dados de sensoriamento remoto. Embora o inventário original tenha sido conduzido com foco na caracterização estrutural e florística da vegetação arbórea em margens de rodovias, os dados foram processados neste estudo para estimar a biomassa acima do solo e o estoque de carbono em nível de parcela e avaliar sua relação com o NDVI derivado de imagens Sentinel-2.

O conjunto final de variáveis derivadas incluiu, para cada parcela, biomassa total acima do solo (Mg), biomassa total acima do solo por hectare ($Mg\ ha^{-1}$), carbono total (Mg) e carbono total por hectare ($Mg\ ha^{-1}$). Essas variáveis compuseram a base quantitativa utilizada nas análises subsequentes de integração entre os dados de campo e as métricas espectrais.

2.4 Dados de sensoriamento remoto

Os dados de sensoriamento remoto utilizados neste estudo foram obtidos a partir do satélite Sentinel-2, pertencente ao programa da European Space Agency, cujo sensor multiespectral (MSI) fornece imagens com elevada resolução espacial, espectral e temporal, amplamente empregadas em estudos ecológicos e monitoramento da vegetação. Foram utilizadas imagens com resolução espacial de 10 metros, especificamente as bandas do vermelho (B4) e do infravermelho próximo (B8), adequadas para a derivação de índices espectrais sensíveis à estrutura e ao vigor da vegetação.

A seleção das imagens considerou critérios rigorosos de qualidade, priorizando cenas com baixa cobertura de nuvens e representativas das condições fenológicas da vegetação do Cerrado, de modo a garantir consistência na resposta espectral. Sempre que disponíveis, foram utilizadas imagens no nível de processamento Level-2A, correspondentes à reflectância de superfície, já corrigidas atmosféricamente. Em situações em que apenas imagens Level-1C estavam disponíveis, procedeu-se à correção atmosférica utilizando algoritmos específicos, assegurando a comparabilidade radiométrica entre as cenas.

Os dados foram submetidos a procedimentos de pré-processamento que incluíram o recorte espacial das imagens para a área de estudo, a remoção de pixels contaminados por nuvens e sombras, e a padronização do sistema de referência espacial, garantindo a consistência entre os dados espectrais e as coordenadas das parcelas de campo. A compatibilidade entre a resolução espacial das imagens e o tamanho das parcelas amostrais (0,05 ha) permitiu a adequada integração entre os dados de sensoriamento remoto e as variáveis dendrométricas obtidas em campo.

A escolha do Sentinel-2 fundamenta-se em sua capacidade de fornecer dados com alta resolução espacial e frequência de revisita, além de ampla disponibilidade gratuita, características que o tornam particularmente adequado para análises em escala de paisagem e para estudos que demandam integração com inventários florestais. Nesse contexto, os dados espectrais derivados dessas imagens constituem uma base robusta para a modelagem de atributos biofísicos da vegetação, incluindo a estimativa indireta de biomassa e carbono, conforme explorado nas etapas subsequentes deste estudo.

2.5 Cálculo do NDVI

A partir das imagens Sentinel-2 previamente selecionadas e pré-processadas, foi calculado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index – NDVI). O índice foi obtido a partir das bandas do vermelho (Red) e do infravermelho próximo (Near Infrared – NIR), conforme a formulação clássica:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$$

Para as imagens Sentinel-2, o NIR corresponde à reflectância da banda B8 e o Red à reflectância da banda B4, ambas com resolução espacial de 10 m.

O NDVI é sensível a variações associadas à atividade fotossintética, à cobertura vegetal e às características estruturais do dossel, sendo amplamente utilizado como métrica espectral para investigação de atributos biofísicos da vegetação (DEL NERO VELASCO et al., 2019; GURGEL; FERREIRA; LUIZ, 2003; PETTORELLI et al., 2005). Entretanto, sua relação com biomassa e estoque de carbono depende das características estruturais e florísticas da vegetação, bem como das condições ambientais e da escala de análise. Dessa forma, neste estudo, o NDVI foi utilizado como variável espectral cuja relação com o estoque de carbono foi avaliada empiricamente a partir dos dados obtidos nas parcelas de Cerrado stricto sensu.

Após o cálculo, foram gerados rasters contínuos de NDVI para as áreas correspondentes às parcelas amostrais. Os valores médios de NDVI foram então extraídos para cada unidade amostral por meio de estatística zonal. As parcelas previamente georreferenciadas e compatibilizadas com o sistema de referência espacial das imagens foram utilizadas como unidades de integração entre os dados espectrais e as variáveis estruturais derivadas do inventário florestal.

Cada parcela possui área de 0,05 ha, equivalente a 500 m², enquanto cada pixel Sentinel-2 utilizado apresenta resolução espacial de 10 m × 10 m, correspondendo a 100 m². Assim, a integração espacial entre as parcelas e o raster de NDVI envolveu múltiplos pixels ou frações de pixels, dependendo da geometria e do posicionamento de cada unidade amostral em relação à grade da imagem. A utilização do valor médio de NDVI permitiu representar a resposta espectral predominante em cada parcela e reduzir a influência de variações associadas a pixels individuais.

Os valores médios de NDVI foram organizados em uma base de dados contendo o identificador e a localização das parcelas, juntamente com as variáveis estruturais derivadas do inventário florestal, incluindo área basal, biomassa acima do solo e estoque de carbono. Essa base integrada foi utilizada nas análises estatísticas subsequentes para avaliar a associação entre o NDVI e as variáveis estruturais, com ênfase específica na relação entre o índice espectral e o estoque de carbono acima do solo nas condições representadas pelas parcelas amostradas.

2.6 Integração entre dados espectrais e variáveis estruturais

A integração entre os dados espectrais e as variáveis estruturais foi realizada em nível de parcela, adotando cada unidade amostral como elemento básico de análise. Para isso, os valores médios de NDVI, previamente extraídos para a área correspondente a cada parcela, foram associados às respectivas estimativas de biomassa acima do solo (AGB), estoque de carbono e demais atributos estruturais derivados do inventário florestal.

A consolidação dessas informações resultou em uma base de dados integrada, na qual cada parcela foi representada por um conjunto de atributos espectrais e estruturais. A unidade de análise adotada foi, portanto, a parcela amostral, mantendo-se a correspondência direta entre as observações obtidas em campo e os valores médios de NDVI extraídos das imagens Sentinel-2.

A base de dados foi organizada em estrutura tabular padronizada, contendo o identificador da parcela, sua localização, o valor médio de NDVI e as variáveis estruturais derivadas do inventário florestal, incluindo área basal, biomassa acima do solo e estoque de

carbono. Essa organização permitiu rastrear o pareamento entre as informações de campo e os dados espectrais e assegurou consistência para as análises subsequentes.

As análises foram conduzidas utilizando cada parcela como uma observação individual, sem agregação prévia entre regiões ou classes de vegetação. Dessa forma, foi preservada a variabilidade observada entre as unidades amostrais e avaliada diretamente a associação entre o NDVI e os atributos estruturais da vegetação.

A integração campo–sensoriamento remoto constituiu a base para as análises estatísticas subsequentes, com ênfase na avaliação da capacidade do NDVI em representar a variação do estoque de carbono acima do solo dentro do domínio empírico representado pelas parcelas de Cerrado stricto sensu utilizadas na calibração.

2.7 Análise estatística e modelagem da relação NDVI × carbono

Foram realizadas análises descritivas para caracterizar a distribuição e a variabilidade dos dados. A associação entre o NDVI e as variáveis estruturais da vegetação foi inicialmente avaliada por meio dos coeficientes de correlação de Pearson e Spearman, permitindo verificar a direção e a intensidade das relações entre as variáveis.

A relação entre o NDVI e o estoque de carbono acima do solo foi posteriormente avaliada por meio de regressão linear simples, utilizando o NDVI como variável independente e o estoque de carbono como variável dependente. Foram analisados os coeficientes estimados, o coeficiente de determinação (R^2) e a significância estatística do modelo (ZAR, 2010).

A adequação do ajuste foi avaliada por meio da análise dos resíduos, considerando a presença de padrões sistemáticos, heterocedasticidade e desvios em relação à normalidade. O modelo foi interpretado no domínio empírico representado pelas parcelas de Cerrado stricto sensu utilizadas na análise.

A relação ajustada foi utilizada para avaliar a capacidade do NDVI de representar a variação observada no estoque de carbono acima do solo em nível de parcela. O modelo teve finalidade inferencial e não foi aplicado para estimar continuamente o carbono em toda a extensão das faixas marginais de rodovias.

2.8 Avaliação do potencial de aplicação espacial do modelo

O modelo ajustado entre NDVI e estoque de carbono acima do solo foi utilizado para avaliar o potencial de conversão da resposta espectral em estimativas de carbono nas faixas marginais de rodovias. A análise foi restrita ao domínio empírico representado pelas parcelas amostrais, não sendo realizado mapeamento contínuo em toda a extensão das áreas avaliadas.

Para essa avaliação, os valores mínimo, médio e máximo de NDVI observados nas parcelas foram inseridos na equação de regressão ajustada, permitindo estimar a amplitude de carbono correspondente ao intervalo espectral observado. Dessa forma, a interpretação permaneceu restrita às condições estruturais e aos valores de NDVI representados no conjunto amostral, evitando extrapolações para classes de uso e cobertura ou para formações vegetais não contempladas pela calibração.

A análise permitiu avaliar a aplicabilidade potencial do NDVI como proxy do estoque de carbono acima do solo em vegetação de Cerrado stricto sensu associada a margens de rodovias. A aplicação espacial contínua do modelo exigiria validação independente e delimitação explícita de seu domínio de aplicabilidade, o que representaria uma possibilidade para estudos futuros.

2.9 Uso e cobertura da terra

A caracterização do uso e da cobertura da terra foi realizada com base no MapBiomias Cobertura 10 m — Coleção 2 (versão beta), referente ao ano de 2023 (PROJETO MAPBIOMAS, 2023; SOUZA et al., 2020). O raster de uso e cobertura foi recortado para a área correspondente às faixas marginais das rodovias analisadas e compatibilizado espacialmente com os demais dados do estudo.

As classes originais foram reclassificadas em três grupos funcionais: (i) vegetação nativa, incluindo formações savânicas e florestais; (ii) áreas de uso antrópico, abrangendo agricultura, pastagens e outras formas de ocupação humana; e (iii) corpos d'água. Essa simplificação permitiu caracterizar a composição geral da paisagem nas faixas marginais das rodovias e quantificar as proporções relativas dessas categorias.

As formações florestais foram mantidas na categoria de vegetação nativa para fins de caracterização da paisagem. Entretanto, não foram incluídas no domínio de aplicação do modelo NDVI $\times$ carbono, uma vez que sua calibração foi baseada exclusivamente em parcelas de Cerrado stricto sensu. Assim, a interpretação quantitativa das relações entre NDVI e carbono permaneceu restrita às condições estruturais representadas pelo conjunto amostral.

Os dados de uso e cobertura da terra foram utilizados como análise complementar para contextualizar a distribuição da vegetação nativa e das áreas antropizadas ao longo das faixas marginais das rodovias, fornecendo suporte à interpretação dos resultados de carbono e da configuração da paisagem.

2.10 Identificação de áreas com potencial para restauração

A identificação de áreas com potencial para restauração foi realizada com base nas informações de uso e cobertura da terra e na configuração espacial ao longo das faixas marginais das rodovias. Foram consideradas elegíveis as áreas classificadas como de uso antrópico, especialmente aquelas inseridas em contextos de proximidade ou de continuidade com remanescentes de vegetação nativa.

A distribuição espacial dessas áreas foi examinada em relação aos remanescentes de vegetação nativa, permitindo reconhecer, de forma exploratória, contextos de proximidade ou continuidade da vegetação. Embora áreas localizadas entre remanescentes possam apresentar interesse para intervenções de restauração (ANTONGIOVANNI et al., 2022; TAMBOSI et al., 2014), esta análise não constituiu uma priorização espacial.

A relação entre NDVI e estoque de carbono obtida a partir das parcelas de Cerrado stricto sensu foi utilizada como referência para interpretar o potencial de recuperação estrutural dessas áreas. Entretanto, como o modelo não foi aplicado de forma contínua no espaço, os valores de carbono não foram utilizados como critério direto para a classificação espacial das áreas com potencial para restauração.

Assim, a identificação das áreas elegíveis para restauração baseou-se principalmente na presença de uso antrópico e em sua posição relativa em relação aos remanescentes de vegetação nativa. Essa abordagem permitiu identificar áreas com potencial para intervenções que, dependendo das condições locais e da trajetória de recuperação da vegetação, possam contribuir para a recomposição estrutural e para a melhoria da conectividade da paisagem.

2.11 Estimativa do estoque potencial de carbono em áreas com potencial para restauração

A estimativa do estoque potencial de carbono teve como objetivo quantificar cenários de estoque de carbono acima do solo em áreas com potencial para restauração nas faixas marginais das rodovias. Como os dados utilizados para calibração foram obtidos exclusivamente em parcelas de Cerrado stricto sensu, os valores de referência adotados representam essa condição fitofisionômica e não foram extrapolados para formações florestais ou outras tipologias de vegetação do Cerrado.

Foram considerados dois cenários de referência derivados dos valores observados nas parcelas de campo: um cenário médio, correspondente ao estoque médio de carbono acima do solo, e um cenário máximo, correspondente ao maior estoque observado no conjunto amostral.

Esses valores foram utilizados como referências empíricas para representar diferentes níveis potenciais de desenvolvimento estrutural da vegetação em áreas restauradas.

As áreas com potencial para restauração foram delimitadas com base nas classes de uso antrópico identificadas na análise de uso e cobertura da terra. O estoque potencial de carbono em cada cenário foi estimado pela multiplicação da área elegível pelo respectivo valor de referência de carbono:

$$C_{\text{potencial}} = A_{\text{Potencial}} \times C_{\text{referência}}$$

em que $C_{\text{potencial}}$ representa o estoque potencial de carbono acima do solo (Mg); $A_{\text{elegível}}$ corresponde à área elegível para restauração (ha); e $C_{\text{referência}}$ representa o estoque de carbono de referência observado nas parcelas de Cerrado stricto sensu (Mg ha^{-1}).

As estimativas representam cenários potenciais de estoque de carbono associados à restauração de áreas atualmente classificadas como uso antrópico para uma condição estrutural compatível com o Cerrado stricto sensu amostrado. Esses valores não representam incremento líquido de carbono, taxa de sequestro ou previsão temporal da recuperação, nem implicam que todas as áreas com potencial para restauração alcançarão os valores de referência adotados. A trajetória de recuperação dependerá de fatores locais, incluindo condições edáficas e climáticas, histórico de uso, disponibilidade de propágulos, regeneração natural, manejo e tempo de restauração.

3. RESULTADOS

3.1 Variação espectral e estrutural das parcelas

Foram analisadas 80 parcelas de vegetação de Cerrado stricto sensu distribuídas ao longo de margens de rodovias no bioma Cerrado. Os valores médios de NDVI por parcela variaram entre 0,166 e 0,407, com média de $0,244 \pm 0,050$, indicando variação na resposta espectral entre as unidades amostrais.

Tabela 1 — Estatísticas descritivas do NDVI e do estoque de carbono acima do solo nas parcelas de Cerrado stricto sensu ao longo de margens de rodovias no bioma Cerrado.

Variável	Mín	Máx	Média	Desvio padrão
NDVI	0,166	0,407	0,244	0,050
Carbono (Mg ha^{-1})	0,916	98,0	17,5	17,2

A distribuição dos valores observados evidencia que as parcelas analisadas apresentaram ampla variação tanto na resposta espectral quanto no estoque de carbono acima

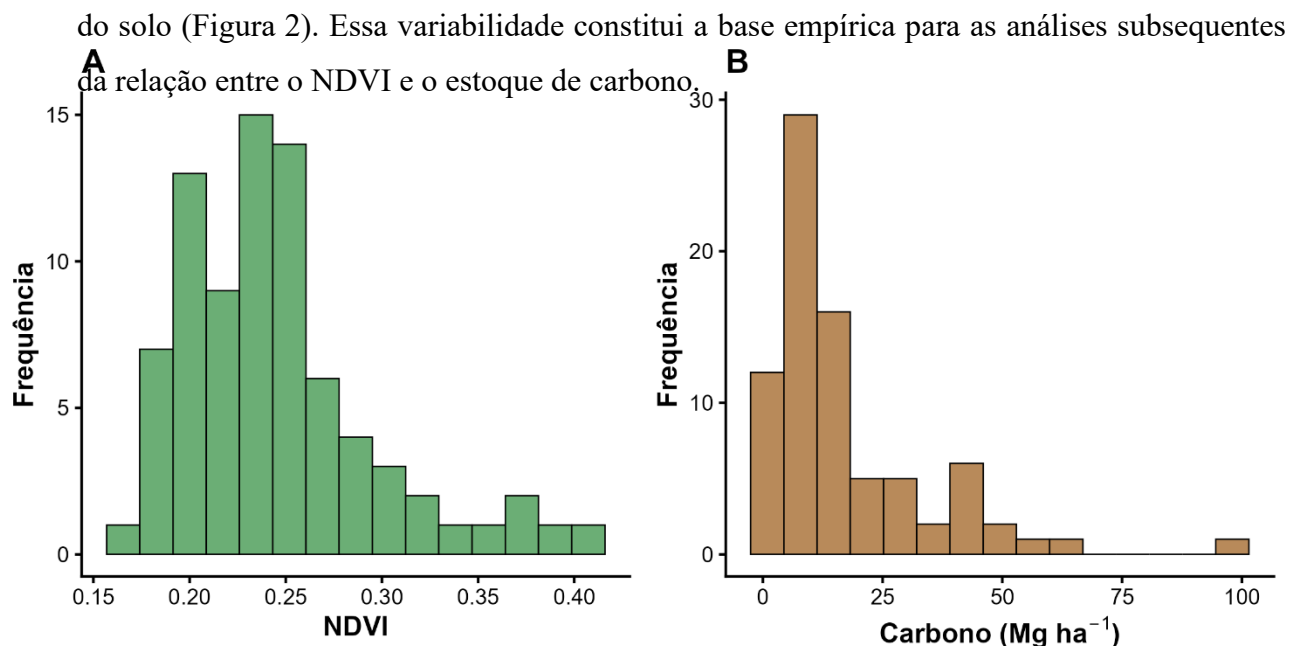


Figura 2 — Distribuição dos valores de NDVI (A) e do estoque de carbono acima do solo (B) nas parcelas de Cerrado stricto sensu analisadas ao longo de margens de rodovias no bioma Cerrado.

3.2 Relação NDVI $\times$ carbono

A análise da relação entre o NDVI médio das parcelas e o estoque de carbono acima do solo revelou associação positiva entre as variáveis. Em geral, parcelas com menores valores de NDVI apresentaram menores estoques de carbono, enquanto valores mais elevados do índice estiveram associados a maiores estoques.

A correlação de Pearson indicou uma relação forte e estatisticamente significativa entre NDVI e carbono ($r = 0,805$; IC95%: 0,711–0,871; $p < 0,001$), evidenciando uma associação linear consistente entre a resposta espectral da vegetação e o estoque de carbono em nível de parcela. A correlação de Spearman também foi positiva e estatisticamente significativa ($\rho = 0,597$; $p < 0,001$), confirmando a existência de uma associação monotônica entre as variáveis (Figura 3).

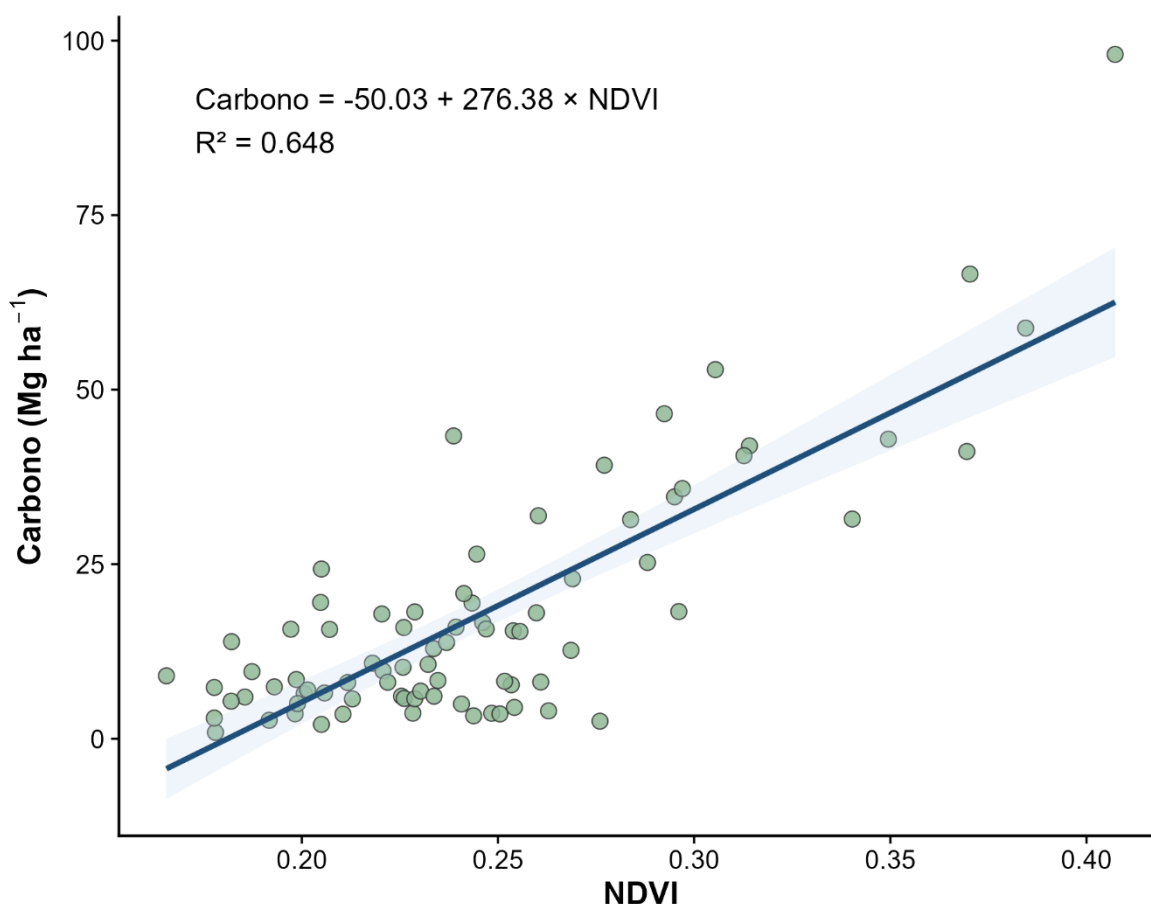


Figura 3 — Relação entre o NDVI médio e o estoque de carbono acima do solo nas parcelas de Cerrado stricto sensu localizadas ao longo de margens de rodovias no bioma Cerrado. A linha representa o ajuste do modelo de regressão linear, com intervalo de confiança de 95%.

Apesar da associação positiva observada, verificou-se dispersão nos valores de carbono ao longo do gradiente de NDVI, indicando que parcelas com respostas espectrais semelhantes podem apresentar diferentes estoques de carbono. Esse padrão evidencia a heterogeneidade estrutural da vegetação e indica que o NDVI, embora associado ao estoque de carbono, não explica isoladamente toda a variabilidade observada.

3.3 Modelagem NDVI × carbono

O modelo de regressão linear simples ajustado entre o NDVI médio das parcelas e o estoque de carbono acima do solo foi estatisticamente significativo ($F = 143,3$; $p < 0,001$), indicando que a variação do NDVI constitui um preditor relevante do carbono ao nível de parcela.

A equação ajustada do modelo foi:

$$\text{Carbono (Mg ha}^{-1}\text{)} = -50,03 + 276,38 \times \text{NDVI}$$

O coeficiente angular associado ao NDVI foi positivo e altamente significativo ($\beta = 276,38$; $p < 0,001$), evidenciando incremento do estoque de carbono com o aumento do índice espectral. O intercepto do modelo foi estimado em $-50,03$ ($p < 0,001$).

O modelo apresentou coeficiente de determinação de $R^2 = 0,648$ e R^2 ajustado = $0,643$, indicando que aproximadamente 64,8% da variação observada no estoque de carbono entre as parcelas foi explicada pelo NDVI. O erro padrão residual foi de $10,26 \text{ Mg ha}^{-1}$, com resíduos variando entre $-23,73$ e $35,49 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Esses resultados indicam que o NDVI derivado de imagens Sentinel-2 explicou parte substancial da variação do carbono acima do solo nas parcelas analisadas, dentro do domínio amostral avaliado (Tabela 2).

Tabela 2 — Parâmetros do modelo de regressão linear ajustado entre o NDVI médio e o estoque de carbono acima do solo nas parcelas de Cerrado stricto sensu ao longo de margens de rodovias no bioma Cerrado.

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	t	p
Intercepto	-50,03	5,76	-8,69	< 0,001
NDVI	276,38	23,09	11,97	< 0,001

Nota: $R^2 = 0,648$; R^2 ajustado = $0,643$; $F = 143,3$; $p < 0,001$; erro padrão residual = $10,26 \text{ Mg ha}^{-1}$.

3.4 Aplicação espacial do modelo

A relação ajustada entre o NDVI e o estoque de carbono acima do solo foi utilizada para avaliar o comportamento do modelo dentro do domínio empírico representado pelas parcelas amostradas. Considerando a relação significativa entre as variáveis ($R^2 = 0,648$; $p < 0,001$), a equação ajustada permitiu estimar o estoque de carbono correspondente aos valores de NDVI observados nas parcelas de Cerrado stricto sensu.

A aplicação da equação aos valores mínimo, médio e máximo de NDVI observados no conjunto amostral permitiu avaliar a amplitude das estimativas produzidas pelo modelo. Para o valor médio de NDVI ($0,244$), a estimativa foi de aproximadamente $17,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de carbono, próxima à média observada nas parcelas ($17,5 \text{ Mg ha}^{-1}$). Para o maior valor de NDVI registrado ($0,407$), o modelo estimou aproximadamente $62,5 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Por outro lado, a aplicação da equação ao menor valor de NDVI observado ($0,166$) resultou em uma estimativa negativa de carbono. Como valores negativos não possuem significado ecológico para o estoque de carbono acima do solo, esse resultado indica uma limitação do ajuste linear na extremidade inferior do intervalo amostral e reforça a necessidade

de restringir a interpretação do modelo às condições representadas pelos dados de campo.

A Tabela 3 apresenta os valores estimados a partir da aplicação da equação $\text{NDVI} \times \text{carbono}$ aos valores mínimo, médio e máximo de NDVI observados nas parcelas.

Tabela 3 — Valores estimados de carbono acima do solo a partir da aplicação do modelo $\text{NDVI} \times \text{carbono}$ aos valores mínimo, médio e máximo de NDVI observados nas parcelas de Cerrado stricto sensu.

NDVI	Carbono estimado (Mg ha^{-1})
0,166	-4,2
0,244	17,4
0,407	62,5

Nota: Os valores foram estimados a partir da equação: $\text{Carbono} (\text{Mg ha}^{-1}) = -50,03 + 276,38 \times \text{NDVI}$. O valor negativo obtido para o menor NDVI observado não representa estoque negativo de carbono, mas evidencia uma limitação do modelo linear na extremidade inferior do intervalo analisado.

Embora o modelo tenha apresentado capacidade para representar parte substancial da variação do carbono observada nas parcelas, não foi realizado mapeamento contínuo pixel a pixel em toda a extensão das faixas marginais de rodovias. Assim, os resultados desta seção representam uma avaliação do desempenho do modelo dentro do domínio amostral e não uma estimativa espacial contínua do estoque de carbono para toda a área de estudo.

3.5 Uso e cobertura da terra nas faixas marginais de rodovias

A análise do uso e cobertura da terra nas faixas marginais de rodovias no bioma Cerrado evidenciou composição heterogênea, com predominância de classes associadas ao uso antrópico. As classes foram obtidas a partir da base MapBiomas (PROJETO MAPBIOMAS, 2023). A área total analisada correspondeu a 588.488,47 ha, dos quais 511.034,44 ha estavam associados às rodovias federais e 77.454,03 ha às rodovias estaduais. Considerando o agrupamento das classes, os usos antrópicos corresponderam a aproximadamente 69,0% da área total, enquanto a vegetação nativa representou cerca de 30,9%. Os corpos d'água apresentaram participação inferior a 0,1%.

A pastagem foi a classe predominante, ocupando 190.998,80 ha, o equivalente a 32,46% da área analisada. Entre as classes de vegetação nativa, a formação savânica apresentou a maior representatividade, com 119.890,56 ha (20,37%). Em seguida, destacaram-se o mosaico de usos, com 77.072,32 ha (13,10%), e a lavoura temporária, com 67.648,77 ha (11,50%) (Figura 4A).

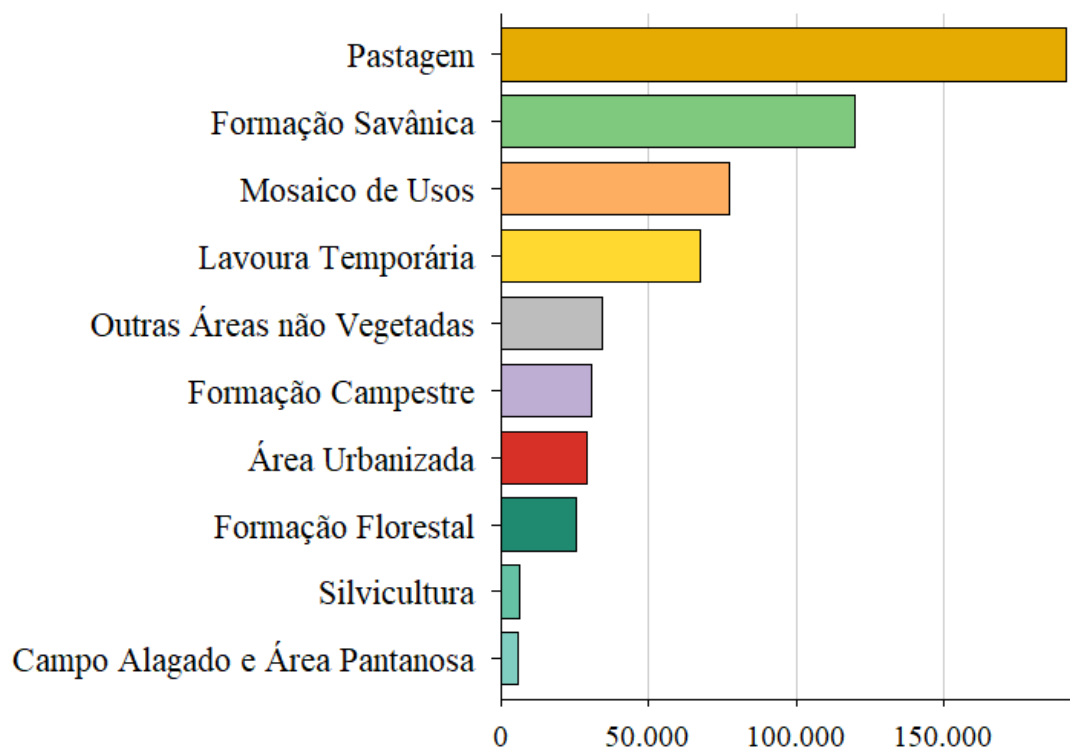


Figura 4A — Distribuição das dez classes mais representativas de uso e cobertura da terra nas faixas marginais de rodovias no Cerrado. Os valores representam a área total ocupada por cada classe (ha).

A comparação entre rodovias federais e estaduais revelou padrões semelhantes na composição geral do uso e da cobertura da terra. As áreas antrópicas corresponderam a 69,0% da área associada às rodovias federais e a 69,3% daquela associada às rodovias estaduais, enquanto a vegetação nativa representou aproximadamente 31% em ambas as categorias (Figura 4B). Essa similaridade sugere que, na escala analisada, a categoria administrativa da rodovia não esteve associada a diferenças expressivas na composição geral do uso e da cobertura da terra.

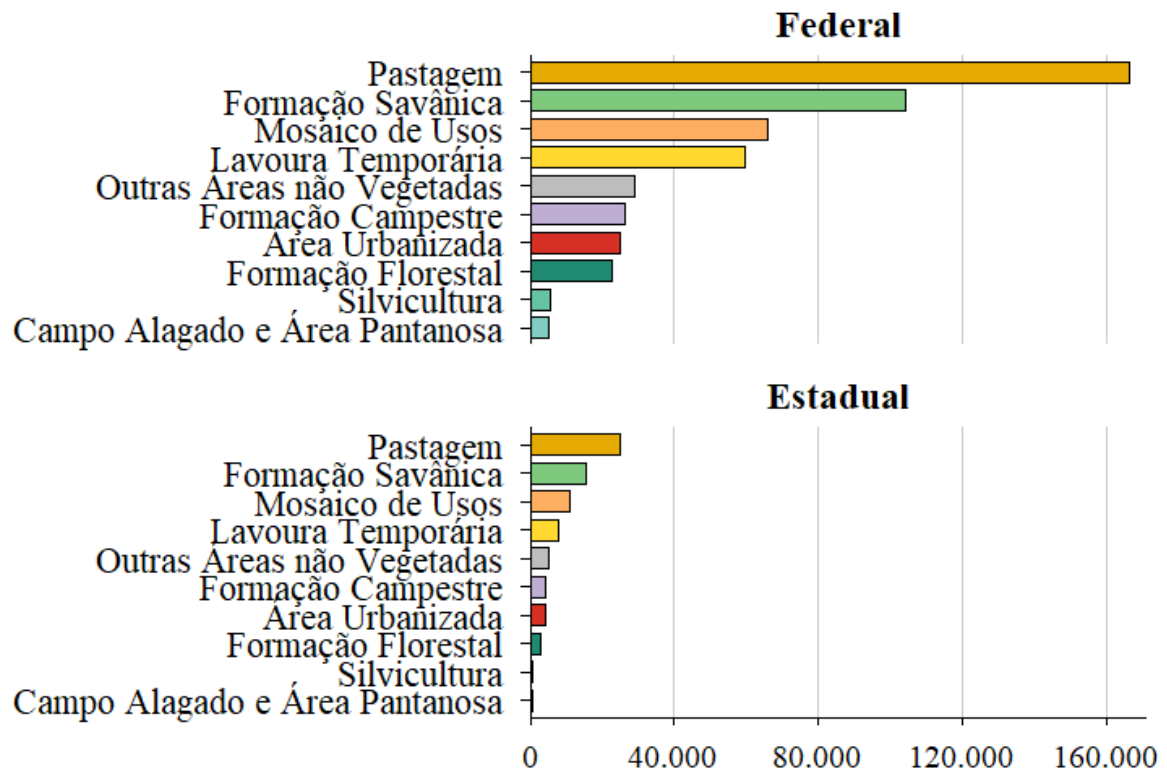


Figura 4B — Comparação das dez classes mais representativas de uso e cobertura da terra entre as faixas marginais de rodovias federais e estaduais no Cerrado.

A distribuição das classes indica que as faixas marginais analisadas são compostas por remanescentes de vegetação nativa inseridos em uma matriz predominantemente antropizada. A formação savânica constituiu o principal componente de vegetação nativa, enquanto pastagens, mosaicos de usos e lavouras temporárias concentraram a maior parte das áreas classificadas como uso antrópico. A quantificação completa das classes de uso e cobertura da terra é apresentada na Tabela 4, incluindo as áreas associadas às rodovias federais e estaduais, os valores totais e sua participação percentual na área analisada.

Classe	Federal (ha)	Estadual (ha)	Total (ha)	Participação (%)
Pastagem	166226,1	24772,7	190998,8	32,46
Formação Savânica	104367,78	15522,78	119890,56	20,37
Mosaico de Usos	66014,7	11057,62	77072,32	13,1
Lavoura Temporária	59727,58	7921,19	67648,77	11,5
Outras Áreas não vegetadas	28873,86	5207,17	34081,03	5,79
Formação Campestre	26228,24	4352,1	30580,34	5,2
Área Urbanizada	25118,6	3979,76	29098,36	4,94
Formação Florestal	22456,94	3020,31	25477,25	4,33
Silvicultura	5700,92	672,61	6373,53	1,08
Campo Alagado e Área Pantanosa	5187,82	811,42	5999,24	1,02
Rio, Lago e Oceano	384,4	45,14	429,54	0,07
Mineração	360,31	59,05	419,36	0,07

Lavoura Perene	380,12	31,22	411,34	0,07
Praia, Duna e Areal	5,9	1,04	6,94	0
Mangue	1	0	1	0
TOTAL	511034,44	77454,03	588488,47	100

Tabela 4 — Área ocupada pelas classes de uso e cobertura da terra nas faixas marginais de rodovias federais e estaduais no Cerrado, com respectivos totais e participação percentual na área total analisada.

Nota: Classes de uso e cobertura da terra obtidas a partir da base MapBiomias. As áreas correspondem à interseção espacial entre a rede de rodovias e as faixas marginais definidas por buffers laterais de largura padronizada de 15 m em cada lado. A quantificação foi realizada em hectares, e a participação percentual foi calculada em relação à área total analisada.

Em conjunto, os resultados demonstram que as faixas marginais de rodovias no Cerrado constituem ambientes heterogêneos, nos quais remanescentes de vegetação nativa coexistem com áreas intensamente modificadas, refletindo diretamente a dinâmica de uso da terra na paisagem regional.

3.6 Implicações ecológicas e potencial de restauração

A análise do uso e cobertura da terra identificou extensas áreas de uso antrópico nas faixas marginais de rodovias, especialmente pastagens (190.998,80 ha; 32,46%) e outras áreas não vegetadas (34.081,03 ha; 5,79%). Em conjunto, essas duas classes totalizaram 225.079,83 ha e foram consideradas, neste estudo, como áreas com potencial para a avaliação de cenários exploratórios de restauração.

Os cenários de estoque potencial de carbono foram calculados utilizando como referências empíricas os valores observados nas parcelas de Cerrado stricto sensu. Foram considerados dois cenários: um cenário médio, baseado no estoque médio observado nas parcelas (17,5 Mg ha⁻¹), e um cenário máximo observado, baseado no maior estoque registrado no conjunto amostral (98,0 Mg ha⁻¹). Esses valores representam condições estruturais observadas em campo e não taxas de sequestro ou incremento anual de carbono.

No cenário médio, a aplicação do valor médio de referência às áreas com potencial para restauração resultou em um estoque potencial de aproximadamente 3,94 milhões de Mg de carbono acima do solo.

No cenário máximo observado, o estoque potencial correspondente foi de aproximadamente 22,06 milhões de Mg. As estimativas por classe são apresentadas na Tabela

5.

Tabela 5 — Estimativa do estoque potencial de carbono acima do solo em áreas com potencial para restauração nas faixas marginais de rodovias no Cerrado.

Classe	Área (ha)	Estoque potencial médio (Mg ha ⁻¹)	Estoque potencial médio (Mg)	Estoque potencial máximo observado (Mg ha ⁻¹)	Estoque potencial máximo (Mg)
Pastagem	190.998,8	17,5	3.342.479,0	98,0	18.717.882,4
Outras	34.081,03	17,5	596.418,03	98,0	3.339.940,94
Áreas não Vegetadas					
Total	225.079,83	—	3.938.897,03	—	22.057.823,34

Nota: Nota: As estimativas foram obtidas pela multiplicação da área das classes consideradas com potencial para restauração pelos valores de carbono acima do solo observados nas parcelas de Cerrado stricto sensu. O cenário médio utiliza a média observada (17,5 Mg ha⁻¹), enquanto o cenário máximo observado utiliza o maior valor registrado no conjunto amostral (98,0 Mg ha⁻¹). Esses valores representam cenários potenciais de estoque de carbono sob uma condição estrutural compatível com a fitofisionomia amostrada e não correspondem ao incremento líquido de carbono, à taxa de sequestro ou à previsão de que todas as áreas identificadas alcançarão esses estoques.

A distribuição espacial das classes consideradas com potencial para restauração evidencia sua ocorrência ao longo de diferentes trechos da malha rodoviária analisada (Figura 6). Esse padrão demonstra que as áreas selecionadas para os cenários de restauração não estão concentradas em um único setor da área de estudo, mas distribuídas em diferentes regiões das faixas marginais.

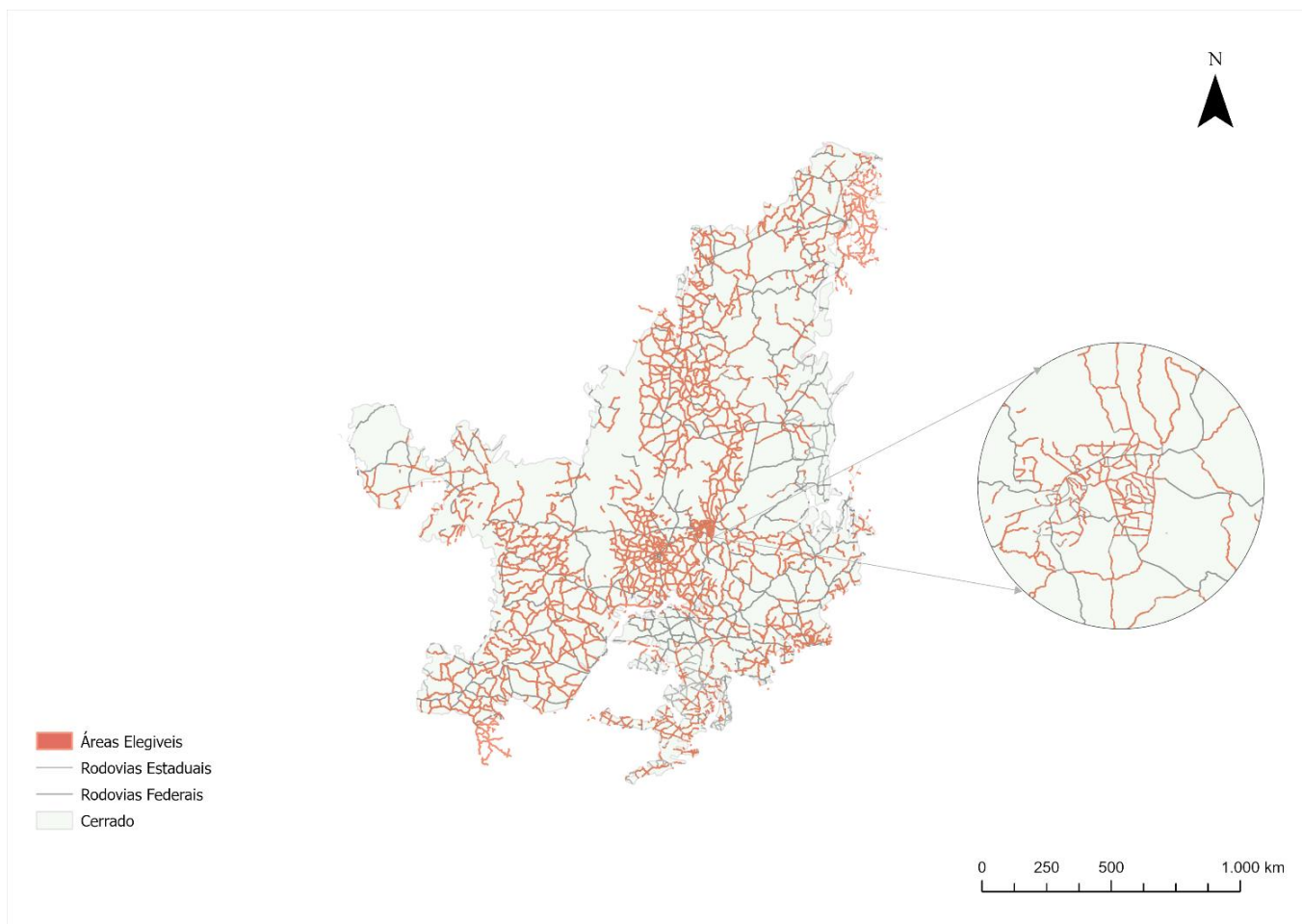


Figura 5 Distribuição espacial das áreas com potencial para restauração ecológica nas faixas marginais de rodovias no Cerrado, correspondentes às classes de pastagem e outras áreas não vegetadas identificadas a partir do MapBiomas Cobertura 10 m — Coleção 2 (versão beta), referente ao ano de 2023.

Nota: O painel principal apresenta a distribuição regional das áreas com potencial para restauração, enquanto o inserto detalha sua configuração espacial em relação à rede viária. Os valores de 17,5 e 98,0 Mg ha⁻¹ representam cenários de referência derivados das parcelas de Cerrado stricto sensu e não correspondem a estimativas espacialmente explícitas de carbono para cada área representada no mapa.

Os resultados indicam, portanto, uma extensão territorial expressiva de áreas que podem ser consideradas em avaliações de restauração nas faixas marginais de rodovias. Entretanto, os valores estimados representam cenários de estoque potencial, condicionados à eventual recuperação de uma estrutura vegetal compatível com aquela observada nas parcelas de Cerrado stricto sensu. A viabilidade ecológica e operacional da restauração e o estoque efetivamente alcançável não foram avaliados nesta etapa.

4. DISCUSSÃO

4.1 NDVI como proxy estrutural da vegetação

Os valores de NDVI variaram de 0,166 a 0,407 entre as parcelas, evidenciando diferenças na resposta espectral da vegetação amostrada. O NDVI é calculado a partir do contraste entre a absorção da radiação no espectro vermelho e a elevada refletância da vegetação no infravermelho próximo, sendo sensível à presença, ao vigor e à quantidade de tecidos fotossinteticamente ativos e à cobertura do dossel (CARLSON; RIPLEY, 1997; DEL NERO VELASCO et al., 2019; GURGEL; FERREIRA; LUIZ, 2003; PETTORELLI et al., 2005). Assim, a amplitude observada indica que as parcelas apresentaram diferentes condições espectrais associadas à cobertura e ao desenvolvimento da vegetação, embora o índice, isoladamente, não permita identificar quais componentes estruturais foram responsáveis por essa variação.

A interpretação desses valores deve considerar a heterogeneidade estrutural característica da vegetação do Cerrado, expressa pela variação na densidade e na distribuição dos componentes herbáceos, arbustivos e arbóreos e pelas diferenças entre suas formações vegetacionais (DA CRUZ SILVA et al., 2025; LEWIS et al., 2022). Essas diferenças estruturais podem produzir respostas espectrais distintas, permitindo que índices de vegetação representem indiretamente parte da variação da cobertura e da biomassa vegetal. Nas parcelas estudadas, os valores de NDVI apresentaram uma amplitude contínua, sem uma separação previamente estabelecida em classes espectrais discretas. Esse padrão é compatível com a ocorrência de diferentes condições estruturais entre os trechos amostrados, mas não demonstra, isoladamente, uma transição espacial progressiva nem diferentes níveis de perturbação ou regeneração. A associação entre essa variação espectral e o estoque de carbono acima do solo, analisada na seção seguinte, fornece a evidência empírica necessária para avaliar o NDVI como proxy estrutural nas condições deste estudo.

4.2 Relação entre NDVI e estoque de carbono

A associação positiva entre o NDVI e o estoque de carbono acima do solo indica que parte da variação espectral registrada nas parcelas esteve relacionada às diferenças na estrutura da vegetação e na quantidade de carbono armazenada. Essa relação é ecologicamente plausível porque o NDVI responde principalmente à presença e à densidade de tecidos fotossinteticamente ativos e à cobertura do dossel, atributos relacionados, embora não de forma exclusiva, ao desenvolvimento estrutural da vegetação e à biomassa acima do solo (SAATCHI

et al., 2011). No presente estudo, a correlação de Pearson foi positiva e forte ($r = 0,805$; IC95%: 0,711–0,871; $p < 0,001$), enquanto a regressão linear apresentou $R^2 = 0,648$. Assim, dentro do conjunto amostral analisado, aproximadamente 64,8% da variação observada no estoque de carbono entre as parcelas esteve associada à variação do NDVI.

A associação monotônica também foi positiva e estatisticamente significativa, mas apresentou menor magnitude na correlação de Spearman ($\rho = 0,597$; $p < 0,001$). Em conjunto, esses resultados demonstram uma relação consistente entre as variáveis, mas também indicam que sua intensidade depende da forma de associação considerada e da distribuição das observações. Os estoques de carbono variaram de aproximadamente 0,9 a 98 Mg ha⁻¹, e, de maneira geral, maiores valores de NDVI estiveram associados a maiores estoques. Entretanto, a dispersão apresentada na Figura 3 mostra que parcelas com respostas espectrais semelhantes podem apresentar estoques de carbono distintos.

Essa dispersão indica que o NDVI não representa isoladamente toda a variabilidade do carbono acima do solo. Diferenças na composição florística, na arquitetura da vegetação e na proporção entre tecidos foliares e biomassa lenhosa podem contribuir para respostas espectrais semelhantes em parcelas com estoques distintos, embora esses mecanismos não tenham sido avaliados diretamente neste estudo (DA SILVA; BRAGA ALVES; ALVES, 2010; DING; ELDRIDGE, 2022). Além disso, o erro padrão residual de 10,26 Mg ha⁻¹ e a amplitude dos resíduos, de -23,73 a 35,49 Mg ha⁻¹, mostram que permanecem diferenças relevantes entre os valores observados e aqueles ajustados pelo modelo. Embora a redução da sensibilidade do NDVI em vegetação com maior densidade foliar seja reconhecida na literatura (CARLSON; RIPLEY, 1997; PETTORELLI et al., 2005), os dados deste estudo não permitem atribuir diretamente a dispersão observada à saturação espectral. Dessa forma, o NDVI deve ser interpretado como um indicador parcial do estoque de carbono nas condições amostradas, e não como uma medida direta ou independente da biomassa lenhosa.

4.3 Vegetação em faixas marginais de rodovias como componente da paisagem

Os estoques de carbono observados nas parcelas de Cerrado stricto sensu variaram de aproximadamente 0,9 a 98 Mg ha⁻¹, demonstrando que os trechos amostrados apresentaram condições estruturais distintas. Essa amplitude indica que a vegetação associada às margens rodoviárias não pode ser considerada uniformemente degradada, pois inclui desde parcelas com reduzido estoque de carbono até trechos estruturalmente mais desenvolvidos. A associação positiva entre NDVI e carbono reforça essa interpretação, embora a estrutura do dossel e os processos de desenvolvimento ou regeneração da vegetação não tenham sido avaliados

diretamente. Estudos realizados em outros contextos também demonstraram que ecossistemas localizados ao longo de rodovias podem manter componentes arbóreos e arbustivos e armazenar quantidades relevantes de carbono, dependendo da estrutura, composição e manejo da vegetação (FU et al., 2019; SROUR; THIFFAULT; BOUCHER, 2024).

A análise de uso e cobertura da terra mostrou que aproximadamente 69% dos 588.488,47 ha avaliados nas faixas marginais estavam ocupados por usos antrópicos, enquanto cerca de 30,9% correspondiam à vegetação nativa. Essa configuração evidencia que os remanescentes estão inseridos em um contexto de intensa ocupação antrópica e aumenta sua relevância relativa como elementos de vegetação nativa nessas paisagens. Estudos comparativos indicam que faixas vegetadas ao longo de rodovias podem apresentar determinadas funções ecossistêmicas superiores às de áreas agrícolas adjacentes e contribuir para a conservação em paisagens modificadas (DING; ELDRIDGE, 2022).

No Brasil, a restauração de margens rodoviárias também tem sido apontada como uma oportunidade complementar para recuperação da vegetação e aumento dos estoques de carbono (FERNANDES et al., 2018).

Entretanto, os resultados deste estudo demonstram diretamente apenas a presença de vegetação com diferentes estoques de carbono e sua distribuição em uma paisagem fortemente ocupada por usos antrópicos. Possíveis contribuições para conectividade, regeneração, deslocamento de organismos ou outras funções ecológicas devem ser interpretadas como potenciais apoiados pela literatura, e não como processos diretamente mensurados. Assim, a vegetação remanescente nas faixas marginais pode constituir um elemento relevante para estratégias de conservação e restauração da paisagem, mas sua funcionalidade ecológica requer avaliações específicas de configuração espacial, composição biológica e conectividade.

4.4 Potencial de restauração e implicações para o estoque de carbono

A análise de uso e cobertura da terra identificou 225.079,83 ha de pastagens e outras áreas não vegetadas nas faixas marginais avaliadas, equivalentes a aproximadamente 38,25% da área total analisada. Essas classes foram consideradas áreas com potencial para restauração por apresentarem baixa cobertura de vegetação nativa, mas sua identificação não implica que toda essa extensão seja ecológica, jurídica ou operacionalmente adequada para intervenção. Ainda assim, a área identificada evidencia a relevância das margens rodoviárias como espaços complementares para a recuperação da vegetação do Cerrado em paisagens antropizadas (FERNANDES et al., 2018).

Com base nos estoques observados nas parcelas de Cerrado stricto sensu, o cenário médio, calculado a partir da média amostral de $17,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, resultou em um estoque potencial de aproximadamente 3,94 milhões de Mg de carbono. Quando se utilizou o maior valor registrado nas parcelas, de $98,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, o limite superior observado alcançou aproximadamente 22,06 milhões de Mg. Esses valores representam estoques potenciais sob uma condição estrutural compatível com a vegetação amostrada e não correspondem ao incremento líquido de carbono, à taxa de sequestro ou à previsão de que todas as áreas identificadas alcançarão esses estoques. Particularmente, o cenário baseado no valor máximo deve ser interpretado como um limite superior derivado do conjunto amostral, e não como uma condição esperada para todas as áreas submetidas à restauração.

A recuperação efetiva do estoque de carbono dependerá da trajetória sucessional e de fatores locais, como as condições do solo, a disponibilidade hídrica, o histórico de uso, a presença de fontes de propágulos, a capacidade de regeneração natural, as práticas de manejo e o tempo decorrido desde a intervenção (LEWIS et al., 2022). Estudos realizados em ecossistemas associados a rodovias demonstram que a estrutura e a composição da vegetação influenciam fortemente os estoques de carbono nessas áreas (SROUR; THIFFAULT; BOUCHER, 2024). Dessa forma, os cenários apresentados permitem dimensionar a possível contribuição das faixas marginais para o armazenamento de carbono, mas sua conversão em metas de restauração exige avaliações locais de viabilidade e monitoramento da recuperação da vegetação.

4.5 Limitações do estudo

Embora o NDVI tenha explicado 64,8% da variação do estoque de carbono entre as parcelas, o erro padrão residual de $10,26 \text{ Mg ha}^{-1}$ e a dispersão das observações indicam que o índice não representa integralmente a heterogeneidade estrutural da vegetação. Fatores como a composição florística, a arquitetura do dossel e a distribuição da biomassa entre componentes foliares e lenhosos podem contribuir para as diferenças de carbono entre parcelas com valores semelhantes de NDVI, mas esses mecanismos não foram avaliados diretamente. Além disso, embora a saturação do NDVI em condições de maior densidade foliar seja reconhecida na literatura, sua ocorrência não foi diretamente testada neste estudo (MUTANGA; SKIDMORE, 2004; PETTORELLI et al., 2005).

O ajuste linear também apresentou limitações nas extremidades do domínio amostral. A aplicação da equação ao menor valor de NDVI observado resultou em uma estimativa negativa de carbono, sem significado ecológico, enquanto a dispersão dos dados impediu a representação

precisa de algumas parcelas com estoques mais elevados. Por essa razão, o modelo deve ser interpretado como uma descrição da relação média entre NDVI e carbono no conjunto analisado, e não como uma estimativa precisa para todas as parcelas ou condições estruturais.

A calibração e a avaliação do modelo foram realizadas com as mesmas 80 parcelas de Cerrado stricto sensu, sem um conjunto de validação independente. Consequentemente, o R^2 obtido representa o ajuste na amostra e não constitui uma medida independente de desempenho preditivo. A aplicação do modelo deve permanecer restrita ao intervalo de NDVI observado, entre 0,166 e 0,407, bem como à fitofisionomia e às condições ambientais representadas pelas parcelas. A resolução espacial de 10 m das imagens do Sentinel-2 e a localização das parcelas em faixas estreitas próximas às rodovias também podem favorecer a mistura espectral com superfícies adjacentes, mesmo com a utilização do NDVI médio por parcela.

Por fim, o modelo não foi aplicado para produzir um mapeamento contínuo do carbono ao longo de toda a extensão das faixas marginais. As estimativas apresentadas para as áreas com potencial de restauração foram construídas a partir dos estoques de referência observados em campo, e não de predições espacialmente explícitas derivadas do NDVI. Aplicações futuras deverão incorporar validação independente, maior abrangência espacial e avaliação da estabilidade do modelo entre períodos sazonais e sob diferentes condições estruturais da vegetação, antes de sua extrapolação regional (SAATCHI et al., 2011).

5. CONCLUSÃO

O NDVI apresentou associação positiva com o estoque de carbono acima do solo nas 80 parcelas de Cerrado stricto sensu localizadas em faixas marginais de rodovias. A correlação de Pearson foi de $r = 0,805$, e o modelo linear explicou 64,8% da variação do carbono entre as parcelas, o que demonstra que o índice contém informação relevante sobre as diferenças no estoque de carbono nas condições amostradas. Entretanto, a dispersão das observações, o erro residual, as limitações do ajuste nas extremidades do intervalo e a ausência de validação independente indicam que o NDVI deve ser interpretado como um proxy espectral parcial, e não como uma medida direta ou um modelo regionalmente validado de carbono. Sua aplicação permanece restrita ao domínio amostral e à fitofisionomia avaliados.

Os estoques observados, entre 0,9 e 98 Mg ha⁻¹, demonstraram que os trechos amostrados apresentam condições estruturais distintas e que a vegetação remanescente nas margens rodoviárias pode contribuir para o armazenamento de carbono em paisagens intensamente ocupadas por usos antrópicos. A identificação de 225.079,83 ha de pastagens e outras áreas não vegetadas evidencia uma extensão territorial relevante para avaliações de

restauração, mas não significa que toda essa área seja adequada nem que os estoques de referência sejam efetivamente alcançados. Assim, a integração entre inventário florestal, imagens Sentinel-2 e dados de uso e cobertura da terra fornece uma base metodológica para estudos futuros e para a identificação preliminar de áreas de interesse, desde que sua aplicação seja acompanhada de validação independente e de avaliações locais de viabilidade ecológica, jurídica e operacional.

6. REFERÊNCIAS

ALVARES, Clayton Alcarde; STAPE, José Luiz; SENTELHAS, Paulo César; GONÇALVES, José Leonardo de Moraes; SPAROVEK, Gerd. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

ALVAREZ, Facundo et al. Tree species hyperdominance and rarity in the South American Cerrado. **Communications Biology**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 695, 2025. DOI: 10.1038/s42003-025-07623-w.

ANTONGIOVANNI, Marina; VENTICINQUE, Eduardo M.; TAMBOSI, Leandro R.; MATSUMOTO, Marcelo; METZGER, Jean Paul; FONSECA, Carlos Roberto. Restoration priorities for Caatinga dry forests: landscape resilience, connectivity and biodiversity value. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 59, n. 9, p. 2287–2298, 2022. DOI: 10.1111/1365-2664.14131.

BARBOSA, Victor Alves; NABOUT, João Carlos; CUNHA, Hélida Ferreira da. Spatial and temporal deforestation in the Brazilian Savanna: the discrepancy between observed and licensed deforestation in the state of Goiás. **Land Use Policy**, [S. l.], v. 131, p. 106730, 2023. DOI: 10.1016/j.landusepol.2023.106730.

BRASIL. **Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1979. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6766.htm. Acesso em: 4 set. 2026.

BRASIL. **Lei nº 13.913, de 25 de novembro de 2019**. Altera a Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, para assegurar o direito de permanência de edificações na faixa não edificável contígua às faixas de domínio público de rodovias e para possibilitar a redução da extensão dessa faixa não edificável por lei municipal ou distrital. Brasília, DF: Presidência da República, 2019. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/lei/l13913.htm. Acesso em: 4 set. 2026.

CAMPS-VALLS, Gustau et al. A unified vegetation index for quantifying the terrestrial biosphere. **Science Advances**, [S. l.], v. 7, n. 9, p. eabc7447, 2021. DOI: 10.1126/sciadv.abc7447.

CARLSON, Toby N.; RIPLEY, David A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 62, n. 3, p. 241–252, 1997. DOI: 10.1016/S0034-4257(97)00104-1.

CHAVE, Jérôme et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12629.

COELHO, Alex Josélio Pires et al. Phylogenetic diversity recovery along Atlantic Forest succession: the potential for conserving evolutionary history. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 316, p. 111779, 2026. DOI: 10.1016/j.biocon.2026.111779.

COLMAN, Carina Barbosa; GUERRA, Angélica; ALMAGRO, André; OLIVEIRA ROQUE, Fabio de; ROSA, Isabel M. D.; FERNANDES, Geraldo Wilson; OLIVEIRA, Paulo Tarso S. Modeling the Brazilian Cerrado land use change highlights the need to account for private property sizes for biodiversity conservation. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 14, n. 1, p. 4559, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-55207-1.

DA CRUZ SILVA, Arthur; VEENENDAAL, Elmar; VAN DER PLAS, Fons; OLIVEIRA JÚNIOR, Valdivino Domingos de; VALE, Vagner Santiago do; MEIRA-NETO, João Augusto Alves. Vegetation transition in the central Brazilian Cerrado is better explained by structure than tree composition differences. **Plant Ecology**, [S. l.], v. 226, p. 563–572, 2025. DOI: 10.1007/s11258-025-01500-6.

DA SILVA, A. M.; BRAGA ALVES, C.; ALVES, S. H. Roadside vegetation: estimation and potential for carbon sequestration. **iForest – Biogeosciences and Forestry**, [S. l.], v. 3, n. 5, p. 124–129, 2010. DOI: 10.3832/ifor0550-003.

DEL NERO VELASCO, Giuliana; LORDELLO POLIZEL, Jefferson; PEREIRA COLTRI, Priscila; LINER PEREIRA LIMA, Ana Maria; FERREIRA DA SILVA FILHO, Demóstenes. Aplicação do índice de vegetação NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) em imagens de alta resolução no município de São Paulo e suas limitações. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, [S. l.], v. 2, n. 3, p. 1, 2019. DOI: 10.5380/revsbau.v2i3.66323.

DING, Jingyi; ELDRIDGE, David J. Roadside verges support greater ecosystem functions than adjacent agricultural land in a grassy woodland. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 308, p. 114625, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114625.

FERNANDES, G. W. et al. Restoring Brazil's road margins could help the country offset its CO₂ emissions and comply with the Bonn and Paris Agreements. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 105–112, 2018. DOI: 10.1016/j.pecon.2018.02.001.

FU, Dafang; BU, Bei; WU, Jiaguo; SINGH, Rajendra Prasad. Investigation on the carbon sequestration capacity of vegetation along a heavy traffic load expressway. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 241, p. 549–557, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.09.098.

GURGEL, Helen da C.; FERREIRA, Nelson J.; LUIZ, Alfredo J. B. Estudo da variabilidade do NDVI sobre o Brasil, utilizando-se a análise de agrupamentos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 85–90, 2003. DOI: 10.1590/S1415-43662003000100014.

- LEWIS, Kennedy et al. Mapping native and non-native vegetation in the Brazilian Cerrado using freely available satellite products. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 1588, 2022. DOI: 10.1038/s41598-022-05332-6.
- MUTANGA, O.; SKIDMORE, A. K. Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing**, [S. l.], v. 25, n. 19, p. 3999–4014, 2004. DOI: 10.1080/01431160310001654923.
- MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.; DA FONSECA, Gustavo A. B.; KENT, Jennifer. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S. l.], v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. DOI: 10.1038/35002501.
- OLIVEIRA JÚNIOR, Valdivino Domingos de; SOUZA, Ane Gabriele Vaz; PADILHA, Roberta Croda; VALE, Vagner Santiago do. Meta-análise em diferentes fitofisionomias do Cerrado e áreas da Mata Atlântica. **Advances in Forestry Science**, [S. l.], v. 8, n. 2, p. 1445–1453, 2021. DOI: 10.34062/afs.v8i2.10437.
- PETTORELLI, Nathalie; VIK, Jon Olav; MYSTERUD, Atle; GAILLARD, Jean-Michel; TUCKER, Compton J.; STENSETH, Nils Chr. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends in Ecology & Evolution**, [S. l.], v. 20, n. 9, p. 503–510, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.05.011.
- PROJETO MAPBIOMAS. MapBiomas Cobertura 10 m: Coleção 2 (beta) de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil, ano de referência 2023. [S. l.]: Projeto MapBiomas, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-cobertura-10m/>. Acesso em: 1 set. 2025.
- RIOS, Jovan Martins; SANTOS, Lilian Cristina da Silva; COSTA, João Paulo; PEREIRA, Ismael Martins; GUSSON, André Eduardo; VALE, Vagner Santiago do. Ecologia da comunidade arbórea de Cerrado *stricto sensu* às margens de rodovias. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 33, n. 2, 2023. DOI: 10.5902/1980509862683. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/62683>. Acesso em: 6 maio 2025.
- SAATCHI, Sassan S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S. l.], v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011. DOI: 10.1073/pnas.1019576108.
- SILVA, Murilo S.; JARDIM, Lucas; TERRIBILE, Levi Carina. Geodiversity conservation in the Cerrado: representation of geophysical scenarios in the biome's protected areas network. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 312, p. 111464, 2025. DOI: 10.1016/j.biocon.2025.111464.
- SOUZA, Loana Araújo Silva; EISENLOHR, Pedro V. Drivers of floristic variation in biogeographic transitions: insights from the ecotone between the largest biogeographic domains of South America. **Acta Botanica Brasilica**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 155–166, 2020. DOI: 10.1590/0102-33062019abb0057.
- SROUR, Nour; THIFFAULT, Evelyne; BOUCHER, Jean-François. Quantifying carbon stocks and functional diversity of roadside ecosystems: a case study in Quebec, Canada. **Urban Forestry & Urban Greening**, [S. l.], v. 91, p. 128163, 2024. DOI: 10.1016/j.ufug.2023.128163.

SU, Yang et al. Substantial contribution of trees outside forests to above-ground carbon across China. **Communications Earth & Environment**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 131, 2026. DOI: 10.1038/s43247-025-03150-y.

TAMBOSI, Leandro R.; MARTENSEN, Alexandre C.; RIBEIRO, Milton C.; METZGER, Jean P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014. DOI: 10.1111/rec.12049.

WANG, Xian et al. Satellite solar-induced chlorophyll fluorescence and near-infrared reflectance capture complementary aspects of dryland vegetation productivity dynamics. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 270, p. 112858, 2022. DOI: 10.1016/j.rse.2021.112858.

ZANNE, Amy E. et al. **Global Wood Density Database**. [S. l.]: Dryad Digital Repository, 2019. DOI: 10.5061/dryad.234.

ZAR, Jerrold H. **Biostatistical analysis**. 5. ed. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2010.

CONCLUSÕES GERAIS

Esta tese demonstra que a conservação da vegetação nativa no Cerrado não pode ser avaliada apenas pela extensão da área remanescente. Em paisagens submetidas à fragmentação, à conversão do uso do solo e à forte pressão antrópica, a relevância ecológica da vegetação depende também de sua estrutura, qualidade, configuração espacial e de sua contribuição para o funcionamento da paisagem. Ao integrar dados de campo, sensoriamento remoto e análises espaciais em diferentes escalas, os três capítulos mostram que métricas aparentemente simples, como área conservada, excedente legal ou valores médios de vegetação, podem ocultar processos ecológicos decisivos para a manutenção da integridade da paisagem.

No primeiro capítulo, a modelagem espectral em escala pixel a pixel evidenciou que o efeito de borda em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual não se manifesta como uma faixa fixa ou uniforme. A profundidade do gradiente borda–interior variou entre os fragmentos e refletiu a interação entre a estrutura do dossel, o tamanho do remanescente, a heterogeneidade interna e a influência da matriz. A forte correspondência observada entre o NDVI e a área basal demonstrou que índices espectrais, quando validados com dados de campo, podem representar variações estruturais da vegetação no domínio analisado. Mais do que estimar uma distância média de influência da borda, a abordagem revelou que os fragmentos florestais constituem mosaicos internos de condições estruturais e espectrais, muitas vezes não explicados apenas pela distância ao perímetro.

No segundo capítulo, a análise do excedente legal de vegetação nativa no Cerrado goiano mostrou que áreas juridicamente passíveis de conversão não devem ser presumidas ecologicamente marginais. O excedente legal espacializado apresentou magnitude territorial expressiva, forte concentração em imóveis rurais e ocorrência em formações florestais, savânicas e campestres, com diferentes níveis de qualidade ecológica estrutural. Esses resultados evidenciam uma tensão central entre legalidade e relevância ecológica: uma área pode estar acima do mínimo exigido pela legislação e, ainda assim, desempenhar um papel importante na conectividade, na redução da fragmentação e na manutenção da estrutura da paisagem. A conversão desse excedente pode, portanto, acarretar perdas ecológicas relevantes, especialmente quando confrontada com a lentidão, a incerteza e a ausência de equivalência funcional, espacial e temporal dos processos de recomposição vinculados ao Programa de Regularização Ambiental.

No terceiro capítulo, a associação positiva entre o NDVI e o estoque de carbono acima do solo reforçou o potencial dos índices espectrais como ferramentas auxiliares de inferência ecológica em áreas de Cerrado stricto sensu situadas em faixas marginais de rodovias. Embora o modelo tenha caráter inferencial, permaneça restrito ao domínio amostral e não substitua os inventários de campo, os resultados indicam que a integração entre dados dendrométricos e sensoriamento remoto pode subsidiar avaliações preliminares do estoque de carbono e a identificação de áreas de interesse para restauração em sistemas lineares frequentemente negligenciados pelas estratégias de conservação. Sua aplicação em escalas mais amplas, entretanto, depende de validação independente e da consideração das condições ecológicas, jurídicas e operacionais locais.

Em conjunto, os capítulos convergem para uma mesma interpretação: a vegetação nativa do Cerrado deve ser compreendida como parte da infraestrutura ecológica da paisagem, e não apenas como saldo territorial disponível em mapas ou cadastros. Fragmentos florestais, excedentes legais e faixas marginais de vegetação exercem funções complementares na manutenção da conectividade, na regulação de processos ecológicos e no armazenamento de carbono. A adoção de abordagens integradas, combinando inventários de campo, métricas espectrais e análises espaciais, permite superar interpretações exclusivamente quantitativas e oferece uma base mais realista para decisões relacionadas à conservação, à restauração e ao ordenamento territorial.

Assim, esta tese contribui metodologicamente ao integrar abordagens aplicáveis ao monitoramento ecológico em escalas locais e regionais e contribui conceitualmente ao

demonstrar que a interpretação da integridade ecológica da paisagem requer informações sobre a quantidade, a estrutura e a configuração espacial da vegetação remanescente. Para o Cerrado, onde as pressões de conversão do uso do solo e a fragmentação continuam remodelando rapidamente o território, conservar não significa apenas manter percentuais mínimos de vegetação. Significa reconhecer onde essa vegetação está, qual estrutura apresenta, como se conecta e para quais funções ecológicas pode contribuir. Essa mudança de perspectiva é essencial para que políticas ambientais, instrumentos de regularização e estratégias de restauração sejam capazes de proteger não apenas áreas, mas também processos ecológicos.

APÊNDICE 1 – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 1

Pixel-Level Sentinel-2 Modeling Reveals Scale-Dependent Edge Effects and Structural Heterogeneity in Semideciduous Seasonal Forest Fragments of the Brazilian Cerrado

Este apêndice reproduz o material suplementar associado ao artigo que compõe o Capítulo 1 desta tese. São apresentadas as fórmulas dos índices espectrais, a correspondência temporal entre os levantamentos fitossociológicos e as imagens Sentinel-2, a descrição da tabela florística e estrutural completa e as classes espectrais–estruturais de NDVI utilizadas nas análises.

A Tabela Suplementar S3, devido à sua extensão, não foi reproduzida integralmente neste documento. A tabela completa integra o material suplementar do artigo e foi disponibilizada separadamente em formato de planilha eletrônica.

Supplementary Table S1. Spectral indices and formulas used in the study.

Index	Abbreviation	Formula	Sentinel-2 bands
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	$(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$	B8 (NIR), B4 (Red)
Enhanced Vegetation Index	EVI	$2.5 \times [(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + 6 \times \text{Red} - 7.5 \times \text{Blue} + 1)]$	B8 (NIR), B4 (Red), B2 (Blue)
Normalized Difference Moisture Index	NDMI	$(\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$	B8 (NIR), B11 (SWIR)

Vegetation Fraction	VF	$(\text{NDVI} - \text{NDVImin}) / (\text{NDVImax} - \text{NDVImin})$		Derived from NDVI
----------------------------	----	--	--	-------------------

Note: NDVImin = 0.05 and NDVImax = 0.95 were used as reference values for vegetation fraction estimation.

Supplementary Table S2. Temporal correspondence and provenance information for phytosociological surveys and Sentinel-2 imagery.

Fragment	Phytosociological survey period	Sentinel-2 acquisition date		Seasonal context	Product	Source	Cloud cover criterion
IF	August–September 2016	19 August 2016		Dry season	Sentinel-2 MSI Level-2A SR	Copernicus platform	< 1%
CN	August–September 2017	22	September 2017	Dry season	Sentinel-2 MSI Level-2A SR	Copernicus platform	< 1%
AC	September–October 2017	21	September 2017	Dry season	Sentinel-2 MSI Level-2A SR	Copernicus platform	< 1%
IP	August–October 2018	18	September 2018	Dry season	Sentinel-2 MSI Level-2A SR	Copernicus platform	< 1%
Panga	August–September 2019	22 August 2019		Dry season	Sentinel-2 MSI Level-2A SR	Copernicus platform	< 1%

Note: Sentinel-2 images were selected as close as possible to the phytosociological survey period of each fragment. Field inventories and image acquisition dates were concentrated in the regional dry season, mainly between August and September, minimizing seasonal mismatch between field-based vegetation structure and spectral information. Individual Sentinel-2 scene/product identifiers were not available in the original processing records; therefore, they were not reconstructed retrospectively to avoid introducing incorrect metadata. Image provenance is documented using fragment location, acquisition date, product level, source platform, seasonal context, and cloud-cover criterion. SR = surface reflectance.

Supplementary Table S3. Complete floristic and structural summary by fragment.

The complete floristic and structural summary by fragment and species/taxon is provided as a supplementary spreadsheet file: **Supplementary_Table_S3_complete.xlsx**. The spreadsheet includes fragment identity, species/taxon name, number of individuals, relative abundance, summed basal area, and relative basal area.

Note: Values are summarized by fragment and species/taxon from individual-level phytosociological field data. Number of individuals refers to live sampled trees. Relative abundance was calculated as the percentage contribution of each species/taxon to the total number of individuals within each fragment. Basal area represents the summed basal area of each species/taxon within the sampled plots of each fragment, and relative basal area represents the percentage contribution of each species/taxon to the total basal area of the corresponding fragment. Unidentified individuals were retained as “Unidentified taxon” when included in structural measurements, whereas dead individuals were excluded from the floristic summary. Species richness was calculated excluding unidentified taxa.

Supplementary Table S4. NDVI spectral–structural classes and area estimates by fragment.

Fragment	NDVI spectral–structural class	Number of pixels	Area (ha)
AC	Degraded or exposed areas	9	0.09
AC	Herbaceous vegetation	129	1.29
AC	Intermediate vegetation	798	7.98
AC	Dense vegetation	1215	12.15
AC	Vegetation with greater canopy structural development	16	0.16
CN	Degraded or exposed areas	16	0.16
CN	Herbaceous vegetation	98	0.98
CN	Intermediate vegetation	424	4.24
CN	Dense vegetation	482	4.82
CN	Vegetation with greater canopy structural development	62	0.62
IF	Degraded or exposed areas	9	0.09
IF	Herbaceous vegetation	141	1.41
IF	Intermediate vegetation	181	1.81
IF	Dense vegetation	238	2.38
IF	Vegetation with greater canopy structural development	1	0.01
IP	Degraded or exposed areas	56	0.56
IP	Herbaceous vegetation	387	3.87
IP	Intermediate vegetation	287	2.87
IP	Dense vegetation	804	8.04
IP	Vegetation with greater canopy structural development	19	0.19
Panga	Degraded or exposed areas	2770	27.70
Panga	Herbaceous vegetation	14046	140.46
Panga	Intermediate vegetation	14488	144.88
Panga	Dense vegetation	8753	87.53
Panga	Vegetation with greater canopy structural development	4792	47.92

Note: Area was estimated by multiplying the number of classified 10 m pixels by 0.01 ha. NDVI spectral–structural classes follow the thresholds described in the Materials and Methods section of the main manuscript.

APÊNDICE 2 – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2

Excedente legal de vegetação nativa no Cerrado de Goiás: magnitude, concentração territorial e risco ecológico associado à conversão legal

Este apêndice apresenta as informações metodológicas complementares utilizadas no Capítulo 2, com o objetivo de garantir rastreabilidade e reprodutibilidade das análises de déficit, excedente legal de vegetação nativa, reclassificação do uso e cobertura do solo e construção do Índice de Qualidade Ecológica Estrutural (IQE). As tabelas suplementares descrevem os principais campos da base CAR × MapBiomias, as variáveis derivadas, os critérios de reclassificação temática e as métricas ecológicas utilizadas na composição do IQE.

Tabela S1 — Variáveis derivadas e critérios de cálculo utilizados no Capítulo 2

Nota: o excedente de vegetação nativa foi calculado como saldo positivo entre a vegetação nativa existente e a vegetação legalmente exigida. Valores negativos foram interpretados como

Variável derivada	Descrição	Fórmula ou critério
RL_20_HA	Reserva Legal mínima exigida para imóveis no Cerrado fora da Amazônia Legal	$0,20 \times \text{AREA_TOTAL_HA}$
Vegetação legalmente exigida	Soma da APP considerada e da Reserva Legal mínima	$\text{APP_OBSERVADA_HA} + \text{RL_20_HA}$
EXCEDENTE_VEG_CAR_HA	Excedente legal recalculado com base nas informações do CAR	Vegetação nativa declarada no CAR – vegetação legalmente exigida
Déficit de vegetação nativa	Insuficiência de vegetação nativa em relação ao mínimo legal exigido	Valor absoluto dos saldos negativos do balanço legal
VEG_OBSERVADA_HA	Vegetação nativa observada por sensoriamento remoto	Área de pixels classificados como vegetação natural no MapBiomas
EXCEDENTE_VEG_HA_REAL	Excedente observado/recalculado a partir do MapBiomas	Vegetação observada – vegetação legalmente exigida
DIF_EXCEDENTE_REAL_CAR	Diferença entre excedente observado e excedente estimado pelo CAR	$\text{EXCEDENTE_VEG_HA_REAL} - \text{EXCEDENTE_VEG_CAR_HA}$
PERC_VEG	Percentual de vegetação natural no imóvel	$(\text{VEG_OBSERVADA_HA} / \text{AREA_TOTAL_HA}) \times 100$
PERC_ANTROP	Percentual de uso antrópico no imóvel	$(\text{área antrópica} / \text{AREA_TOTAL_HA}) \times 100$
PERC_AGUA	Percentual de corpos d'água no imóvel	$(\text{área de água} / \text{AREA_TOTAL_HA}) \times 100$
Status legal ambiental	Classificação quantitativa do imóvel frente às exigências legais	Deficitário; regular sem excedente; regular com excedente
Classe por módulo fiscal	Classificação fundiária do imóvel	Definida a partir do número de módulos fiscais

déficit de vegetação nativa em relação às exigências mínimas do Código Florestal Brasileiro.

Tabela S2 — Métricas ecológicas utilizadas na composição do Índice de Qualidade Ecológica Estrutural

Dimensão ecológica	Métrica	Variável original	Interpretação ecológica
Configuração espacial	Tamanho médio dos fragmentos de vegetação nativa	PATCH_SIZE_MEAN_HA	Fragmentos maiores indicam maior continuidade estrutural e menor fragmentação
Conectividade	Isolamento médio entre fragmentos	PATCH_ISOLATION_MEAN	Maior isolamento indica menor conectividade estrutural
Efeito de borda	Proporção de borda em faixa de 30 m	EDGE_PROP_30M_MEAN	Maior proporção de borda indica maior exposição à matriz antrópica
Distúrbio por fogo	Frequência média de ocorrência de fogo	FIRE_FREQUENCY_MEAN	Maior frequência indica maior recorrência de distúrbio

Distúrbio por fogo	Área queimada acumulada	BURNED_AREA_ACCUM_MEAN	Maior área queimada indica maior histórico acumulado de perturbação
Regeneração	Área total de vegetação secundária	SECVeg_AREA_SUM_HA	Indica presença de vegetação em processo de regeneração ou recomposição estrutural

Nota: as métricas foram selecionadas para representar dimensões complementares da qualidade ecológica estrutural da vegetação nativa: tamanho dos remanescentes, conectividade, exposição à borda, histórico de fogo e regeneração.

Tabela S3 — Orientação e normalização das métricas utilizadas no IQE

Variável original	Relação original com a qualidade ecológica	Transformação aplicada antes do IQE	Interpretação após normalização
PATCH_SIZE_MEAN_HA	Maior valor indica melhor condição estrutural	Mantida	Valores maiores indicam maior qualidade ecológica relativa
PATCH_ISOLATION_MEAN	Maior valor indica maior isolamento e pior conectividade	Invertida	Valores maiores indicam menor isolamento e maior conectividade relativa
EDGE_PROP_30M_MEAN	Maior valor indica maior exposição à borda	Invertida	Valores maiores indicam menor influência relativa de borda
FIRE_FREQUENCY_MEAN	Maior valor indica maior recorrência de fogo	Invertida	Valores maiores indicam menor frequência relativa de distúrbio por fogo
BURNED_AREA_ACCUM_MEAN	Maior valor indica maior área acumulada queimada	Invertida	Valores maiores indicam menor histórico relativo de queima
SECVeg_AREA_SUM_HA	Maior valor indica maior presença de vegetação secundária	Mantida	Valores maiores indicam maior expressão relativa de regeneração

Nota: todas as métricas foram normalizadas pelo método Min–Max, de modo que os valores finais variassem entre 0 e 1. As métricas associadas à degradação ou pressão ambiental foram invertidas antes do cálculo do IQE, garantindo que valores mais altos representassem melhor condição ecológica relativa.

APÊNDICE 3 – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3

Avaliação do NDVI como proxy do estoque de carbono acima do solo na vegetação do Cerrado em faixas marginais de rodovias: uma abordagem metodológica com imagens Sentinel-2

Este apêndice apresenta informações metodológicas complementares utilizadas no Capítulo 3, com foco na rastreabilidade do cálculo de biomassa/carbono e na reclassificação

funcional das classes de uso e cobertura da terra empregadas na interpretação das faixas marginais de rodovias.

Tabela S1 — Critérios utilizados nos cenários de estoque potencial de carbono sob restauração

Critério	Valor ou classe adotada	Justificativa
Classes com potencial para restauração	Pastagem; outras áreas não vegetadas	Classes antrópicas com baixa complexidade estrutural e maior potencial de recomposição da vegetação nativa
Cenário médio	17,5 Mg ha ⁻¹	Média observada de carbono nas parcelas de Cerrado stricto sensu
Cenário máximo observado	98,0 Mg ha ⁻¹	Maior valor observado nas parcelas de campo
Interpretação	Estoque potencial sob restauração	Não representa incremento líquido real nem ganho automático de carbono
Domínio fitofisionômico	Cerrado stricto sensu	Os valores de referência derivam das parcelas dessa fitofisionomia

Nota: os cenários representam referências empíricas baseadas nos valores observados nas parcelas de campo. A recuperação efetiva dependerá de condições locais, como solo, disponibilidade hídrica, histórico de uso, manejo e tempo de regeneração.