

PRIORIZAÇÃO PARA RECUPERAÇÃO DE PASTAGEM DEGRADADA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NO MATOPIBA

Paloma Soares Alvim

Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília, DF, Brasil
pasalvim98@gmail.com

Viviane Sobral Domingos dos Santos

Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília, DF, Brasil
vivianesobral.geo@gmail.com

João Pedro Rodrigues Pêgo

Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília, DF, Brasil
joapedro52988@gmail.com

Gustavo Macedo de Mello Baptista

Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Brasília, DF, Brasil
gmbaptista@gmail.com

RESUMO

No Brasil, a conversão da vegetação nativa em pastagens constitui um dos principais vetores do desmatamento. A região do MATOPIBA enfrenta intensa expansão agropecuária afetando os meios biofísicos e socioeconômicos. Nesse contexto, a recuperação de pastagens degradadas pode contribuir para a mitigação desses impactos. Este estudo teve como objetivos: i) analisar a transição de áreas de pastagem para formações naturais por meio de uma abordagem espaço-temporal; e ii) priorizar áreas para restauração em APPs hídricas que, segundo o Código Florestal, devem ser recuperadas. A priorização considerou dois critérios: i) municípios com maior histórico de recuperação natural em APPs hídricas ocupadas por pastagem; e ii) municípios com maiores áreas de pastagens de média e baixa qualidade em APPs hídricas de uso não consolidado, localizadas em áreas privadas. A análise espaço-temporal revelou elevada heterogeneidade nas transições observadas. 31 municípios foram destacados para ações de restauração, correspondendo aos 25% com maiores valores para ambos os critérios analisados. Essas áreas, além de apresentarem histórico de regeneração natural, possuem maior probabilidade de estarem fora de uso ou de serem abandonadas devido à baixa produtividade das pastagens. Reforça a priorização como estratégia essencial para orientar esforços e recursos em projetos de recuperação da vegetação nativa.

Palavras-chave: Restauração. Pastagem. Código Florestal. Áreas prioritárias. Território especial.

PRIORITIZATION FOR THE RESTORATION OF DEGRADED PASTURE IN PERMANENT PRESERVATION AREAS IN THE MATOPIBA REGION

ABSTRACT

In Brazil, the conversion of native vegetation into pasture constitutes one of the main drivers of deforestation. The MATOPIBA region faces intense agricultural expansion affecting both biophysical and socioeconomic systems. In this context, the restoration of degraded pastures may contribute to mitigating such impacts. This study aimed to: (i) analyze the transition from pasture areas to natural formations through a spatiotemporal approach; and (ii) prioritize restoration areas within riparian Permanent Preservation Areas (APPs), which, according to the Brazilian Forest Code, must be restored. The prioritization was based on: (i) municipalities with a stronger history of natural regeneration in riparian APPs previously occupied by pasture; and (ii) municipalities with larger areas of medium- and low-quality pasture within non-consolidated-use riparian APPs located on private lands. The spatiotemporal analysis revealed substantial heterogeneity in the observed transitions. As a result, 31 municipalities were identified as priorities for restoration, corresponding to the top 25% of values for both analyzed criteria. In addition to presenting a history of natural regeneration, these areas are more likely to be currently unused or to be abandoned due to

low pasture productivity. Reinforces prioritization as an essential strategy for guiding efforts and allocating resources in native vegetation restoration projects.

Keywords: Restoration. Pasture. Forest Code. Priority areas. Special territory.

INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo, a antropização tem transformado áreas naturais, convertendo a vegetação nativa para usos urbanos e agropecuários. No Brasil, mudanças no uso e cobertura da terra impactam a biodiversidade, impulsionadas pela exploração intensiva dos recursos naturais (Souza; Nóbrega; Ribeiro, 2019). Dados do MapBiomias (2025) indicam que cerca de 33% do território foi afetado, destacando-se o Cerrado, com aproximadamente 94,6 milhões de hectares convertidos em pastagens.

O período de maior perda de vegetação nativa ocorreu logo após a aprovação do Código Florestal, que estabelece diretrizes para a proteção ambiental, incluindo normas sobre Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais, exploração florestal e quantidade de matéria-prima, conforme a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. As APPs, essenciais para a preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade, e as Reservas Legais, localizadas em propriedades rurais para garantir o uso sustentável dos recursos naturais, estão sujeitas a uma fiscalização mais rigorosa (Brasil, 2012). No entanto, a vigência do Código Florestal não foi vista como um obstáculo ao crescimento dos índices de desmatamento.

De acordo com os dados disponibilizados pela rede MapBiomias (2025), que realiza o mapeamento anual da cobertura e uso da terra por meio do monitoramento e avaliação de áreas remotas em todo o território brasileiro, observou-se, no período de 1985 a 2023, uma forte relação entre a dinâmica de ocupação do solo pela agricultura e pecuária no Brasil, especialmente pelas pastagens. A maioria das áreas convertidas para pasto é proveniente de vegetação nativa, sendo que 277 milhões de hectares de áreas naturais já foram convertidos em pastagens.

De todas as classes de vegetação nativa analisadas pelo MapBiomias, a Formação Florestal foi a que mais perdeu área, sendo que o avanço da agropecuária ocorreu prioritariamente sobre áreas naturais. Atualmente, no nordeste do Cerrado, destaca-se uma das principais fronteiras agrícolas do país, o MATOPIBA, acrônimo dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, onde a atividade agropecuária alcançou 25 milhões de hectares, correspondendo a 35% do território do MATOPIBA, dos quais aproximadamente 15 milhões de hectares são destinados à pastagem (MapBiomias, 2025).

A vegetação nativa, composta por florestas, savanas, campos e áreas pantanosas, enfrenta diversas ameaças, como a supressão vegetal, que aumenta sua vulnerabilidade ambiental. Em termos quantitativos, essas ameaças podem levar à desertificação, afetando tanto os meios biofísicos quanto os socioeconômicos. Esse processo resulta de dinâmicas produtivas que comprometem os sistemas ambientais e rompem o equilíbrio ecológico, podendo ocorrer por meio da supressão da vegetação ou da degradação, resultando na alteração da composição biológica, conforme cita Oliveira Junior (2016).

No entanto, áreas previamente desmatadas podem entrar em processo de regeneração, originando vegetação secundária. Essa vegetação contribui para a entrada de recursos no ecossistema, provocando alterações no ambiente, controlando direta ou indiretamente a disponibilidade e o uso de recursos por outras espécies, intensificando as interações biológicas e aumentando a complexidade estrutural do habitat (Roppa, 2014). Dessa forma, formações secundárias mais maduras tornam-se menos suscetíveis à degradação.

As análises apontam novos vetores de desmatamento em um dos principais biomas do Brasil, consolidado como fronteira agrícola e alvo crescente de pesquisas (MapBiomias, 2025). Diante desse avanço, os dados do MapBiomias foram examinados para compreender a transição de pastagens em formações naturais dentro de APPs hídricas sob uma perspectiva espaço-temporal. Além disso, buscou-se propor a priorização de áreas para restauração de pastagens em APPs hídricas por meio de intervenções na região do MATOPIBA. Para isso, foram considerados dois critérios de priorização: municípios que apresentaram, historicamente, maiores áreas de APPs hídricas recuperadas em áreas de pastagem e municípios com maiores áreas de pastagens de média e baixa qualidade, definidas pelo nível de degradação e baixa produtividade, voltadas à restauração da vegetação em APPs de

uso não consolidado, ou seja, áreas convertidas em pastagem após 22 de julho de 2008, com base na vigência do Código Florestal em propriedades privadas.

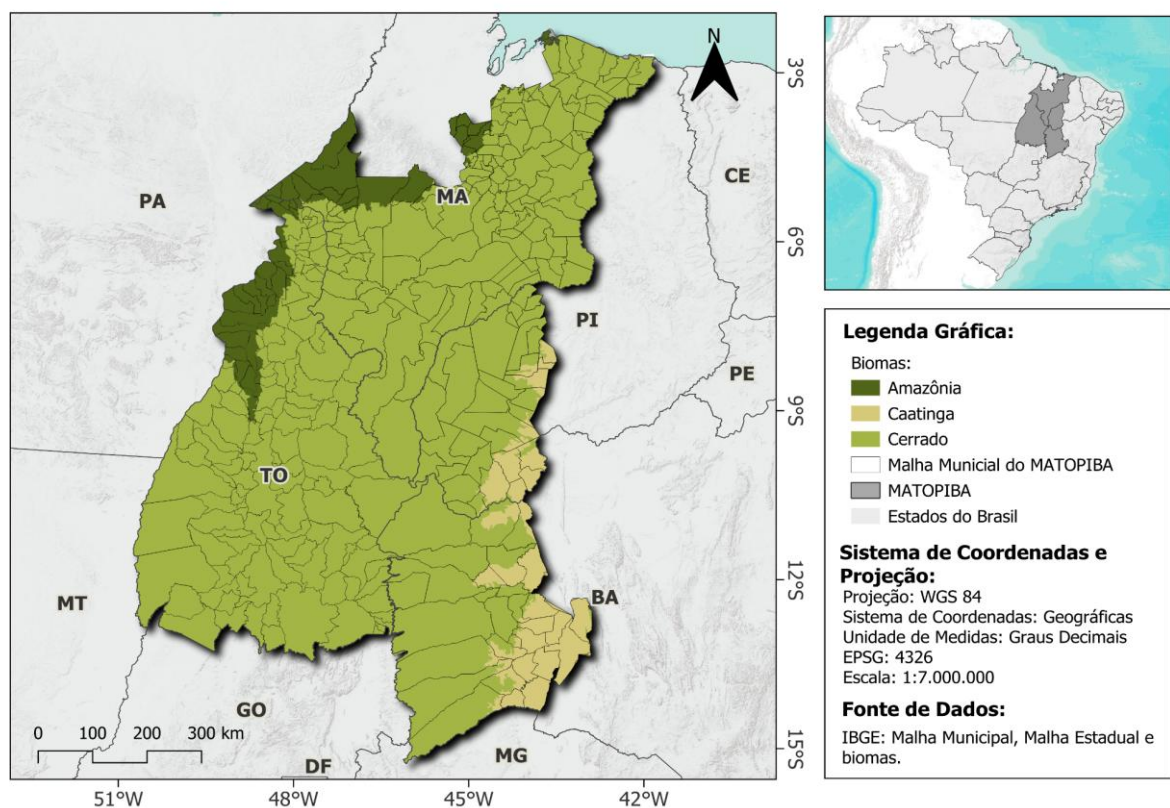
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo está predominantemente inserida no bioma Cerrado (Cerqueira et al., 2022). Cerca de 66,5 milhões de hectares (91% da área) estão compreendidos nos domínios desse bioma, enquanto parcelas menores encontram-se inseridas na Amazônia (5,3 milhões de hectares, correspondendo a 7,3% da área) e na Caatinga (1,2 milhão de hectares, equivalente a 1,7% da área) (Embrapa, 2025).

A região do MATOPIBA, acrônimo que designa os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, conforme ilustrado na Figura 1, foi instituída pelo governo federal por meio do Decreto nº 8.447, de 6 de maio de 2015, referente ao Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA (PDA-MATOPIBA). Esse território é composto por 337 municípios e 31 microrregiões (Cerqueira et al., 2022).

Figura 1 - Mapa de localização e limite da região do MATOPIBA (Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia)



Fonte: Os autores, 2025.

O MATOPIBA passou por intensa expansão agrícola a partir da segunda metade da década de 1980, especialmente relacionada ao cultivo de grãos, com destaque para soja, milho e algodão, além da expansão da pecuária (Miranda; Magalhães; Carvalho, 2014). Nesse contexto de agricultura monocultora, os programas governamentais voltados ao Cerrado atuaram como instrumentos de políticas públicas que viabilizaram e impulsionaram o desenvolvimento econômico (Caribé, 2016).

Mapeamento de APP hídrica com pastagem

Foi realizado, por meio do Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017), o download dos dados de pastagem classificados por nível de degradação referentes ao ano de 2023, disponibilizados pelo MapBiomas para o limite territorial do MATOPIBA. Posteriormente, realizou-se o download dos dados de APP hídrica disponibilizados pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS, 2012) para os estados que compõem o MATOPIBA, os quais foram recortados conforme o limite territorial da região.

Esses dados foram elaborados pela FBDS com o objetivo de mensurar o passivo ambiental em áreas de APP por meio da utilização de imagens RapidEye (escala 1:20.000), contemplando o mapeamento do uso do solo, o levantamento da rede de drenagem e a espacialização das áreas de APP que necessitam de recuperação. A iniciativa visa, ainda, subsidiar a implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR), permitindo a adequação ambiental das propriedades rurais.

O dado de pastagem, inicialmente em formato raster, foi vetorizado para possibilitar a intersecção espacial com APPs hídricas, com o objetivo de selecionar somente áreas de APP hídrica cujo uso e cobertura fossem classificados como pastagem de acordo com seu nível de degradação.

Ademais, foi realizado o download do dado de pastagem classificada por nível de degradação referente ao ano de 2008, disponibilizado pelo MapBiomas via Google Earth Engine para o limite do MATOPIBA, posteriormente vetorizado. Essas áreas foram desconsideradas do conjunto de dados de pastagem em APP hídrica, com o objetivo de remover as áreas de pastagem consolidadas, ou seja, áreas desmatadas antes de 2008. O processamento foi realizado considerando que, de acordo com o Código Florestal, APPs hídricas com uso consolidado não possuem obrigatoriedade legal de recuperação (Brasil, 2012).

Foram consideradas apenas as áreas de pastagem em APP que se encontravam sobrepostas a propriedades registradas no CAR (SICAR, 2024), uma vez que o foco do estudo consiste em direcionar esforços de recuperação exclusivamente para áreas privadas. Dados do CAR com status “cancelado” foram desconsiderados.

O dado de APP hídrica não consolidada com pastagem foi intersectado espacialmente com os limites municipais do MATOPIBA, sendo posteriormente realizada a quantificação da área de APP hídrica não consolidada com pastagem em relação à área total de cada município.

Todos os dados foram projetados no sistema Albers Area Conic para possibilitar os cálculos de área, e todos os processamentos descritos foram realizados por meio do software QGIS.

Discretização espaço-temporal da transição de áreas de pasto em vegetação natural sobre APPs hídricas associadas ao CAR

A evolução das transições foi avaliada por meio de análise descritiva em séries temporais estratificadas por unidade federativa e tipo de vegetação. Complementarmente, considerando tratar-se de um processo espacial, aplicou-se a estatística de autocorrelação espacial local sobre a transição acumulada por município no período analisado, visando identificar agrupamentos espaciais por meio do método *Local Indicators of Spatial Association* (LISA) (Anselin, 1995).

O método LISA busca identificar padrões de associação espacial comparando o valor de cada município com sua vizinhança imediata, classificando-os em quatro categorias. As classes Alto-Alto (AA) e Baixo-Baixo (BB) identificam agrupamentos espaciais (*clusters*) de valores similares, isto é, municípios com altos ou baixos valores de transição circundados por vizinhos com valores semelhantes. Por outro lado, os *outliers* espaciais são representados pelas classes Alto-Baixo (AB) e Baixo-Alto (BA), que indicam unidades cujos valores de transição divergem significativamente da média de sua vizinhança imediata.

Toda essa rotina analítica e o processamento geoespacial foram desenvolvidos em ambiente de linguagem Python, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

Priorização de áreas para recuperação de APP hídrica com pastagem

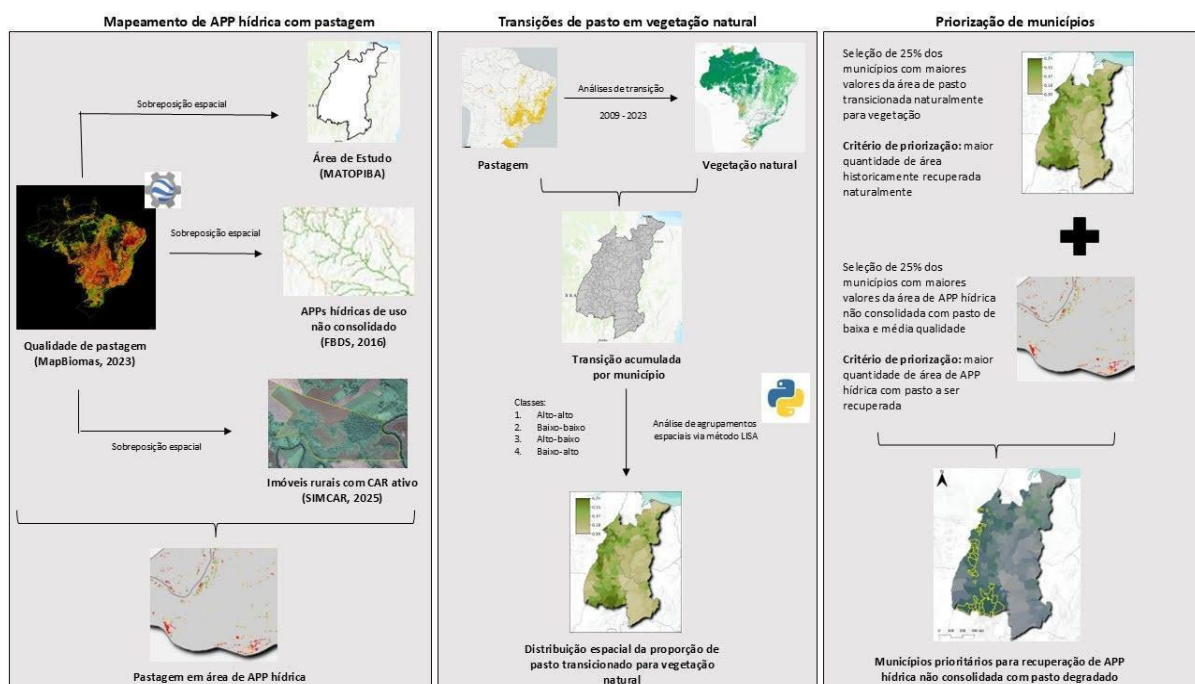
A fim de priorizar áreas para recuperação de APP hídrica com pastagem, inicialmente avaliou-se a correlação entre os tipos de recuperação de vegetação secundária e o valor total da área transicionada entre 2010 e 2023 com a área de pastagem em APPs em 2023.

Essa análise utilizou a correlação de Spearman (Spearman, 1904), tendo em vista que o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965) indicou que as variáveis não seguem distribuição normal. Adicionalmente, realizou-se a visualização do dispersograma e da regressão linear para os pares de variáveis, estratificados por bioma, a fim de identificar padrões específicos em cada contexto e evitar inferências equivocadas decorrentes da agregação de dados heterogêneos, conforme descrito pelo Paradoxo de Simpson (Simpson, 1951).

Os resultados das duas etapas anteriores foram então considerados. Foram selecionados os 25% dos municípios com maior área de pastagem que apresentou recuperação natural da vegetação ao longo da série histórica analisada e maior área de APP hídrica não consolidada com pastagem classificada exclusivamente como de média ou baixa qualidade. Também foram calculadas as proporções dessas áreas em relação à área total dos municípios.

Por fim, os 25% dos municípios com maiores valores em relação aos dois critérios foram combinados para gerar um mapa final de municípios prioritários para recuperação de APP hídrica não consolidada com pastagem de média e baixa qualidade em áreas privadas, conforme representado no fluxograma (Figura 2).

Figura 2 - Fluxograma metodológico do estudo



Fonte: Os autores, 2026.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A região do MATOPIBA possui extensão de 73 milhões de hectares e abrange parte de quatro estados brasileiros: Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. De sua extensão total, aproximadamente 4 milhões de hectares são compostos por Áreas de Preservação Permanente, correspondendo a 5% do território, enquanto cerca de 15 milhões de hectares são ocupados por áreas de pastagem, equivalentes a 20% do território.

Dentre os 15 milhões de hectares compostos por pastagens, 2,7 milhões de hectares apresentam baixa qualidade, 5,8 milhões apresentam média qualidade e 7 milhões apresentam alta qualidade (Tabela 1).

Tabela 1 - Quantificações gerais de área em hectares

Classe	Área (hectares)
Total	73.173.217
Pastagem	15.613.236
APP Hídrica	4.151.220
Pastagem com baixa qualidade	2.715.403
Pastagem com média qualidade	5.837.418
Pastagem com alta qualidade	7.060.414

Fonte: Os autores, 2025.

Discretização espaço-temporal da transição de áreas de pasto em vegetação natural sobre APPs hídricas associadas ao CAR

A sobreposição da Malha Municipal com os limites do MATOPIBA resultou em 338 municípios. A evolução temporal, entre 2009 e 2023, da área recuperada de pastagem para vegetação natural na região, segmentada por estado, denota que, para a transição em Formação Florestal, os municípios dos estados do Maranhão e Tocantins exibiram padrões temporais semelhantes, com aumentos progressivos até atingirem picos em 2017 e 2019, respectivamente, seguidos de redução até 2021 e posterior retomada do crescimento até 2023 (Figura 3).

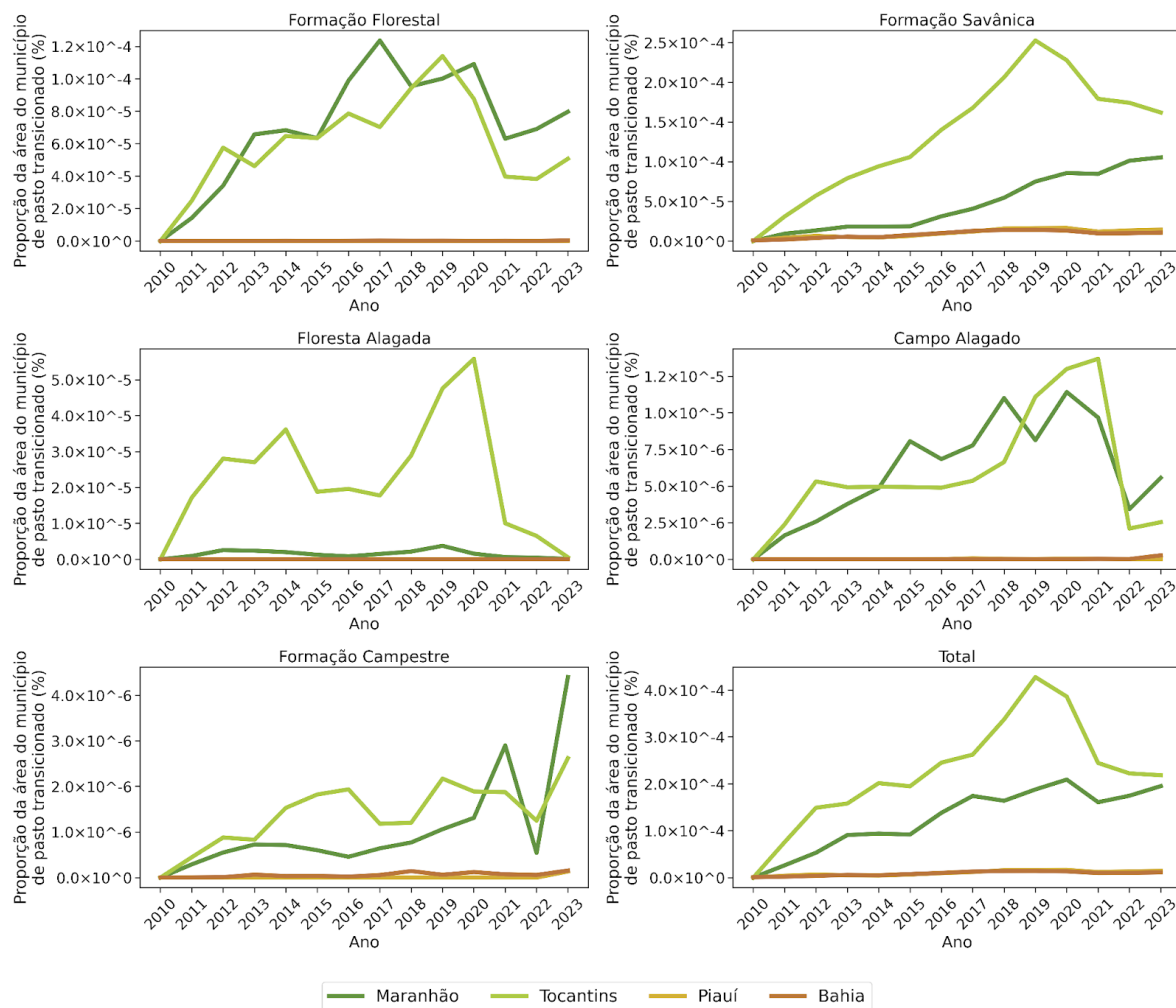
Em contraste, Bahia e Piauí apresentaram valores baixos, com tendências lineares e pouca variação; esse comportamento também foi observado para as demais transições nesses estados. Na transição para Formação Savânica, Tocantins registrou os maiores valores, com incremento até 2019 (aproximadamente $2,5 \times 10^{-4}\%$), seguido de tendência de declínio, enquanto o Maranhão manteve crescimento constante, alcançando cerca de $1,2 \times 10^{-4}\%$ ao final da série.

Para a transição em Floresta Alagada, Tocantins apresentou dois picos, um em 2014 e outro em 2020, este último representando o maior valor da série, com $5 \times 10^{-5}\%$. Os demais estados apresentaram valores baixos e pouca variação. Na transição em Campo Alagado, tanto Tocantins quanto Maranhão apresentaram picos de crescimento entre 2010 e 2020, com reduções observadas após 2021. Já na transição para Formação Campestre, o Maranhão alcançou o valor máximo ao final da série, registrando pico histórico de $4,0 \times 10^{-4}\%$ em 2023, após forte variação observada em 2021.

Quanto à transição total, Tocantins demonstrou conversão superior à do Maranhão. Ambos os estados apresentaram tendência de crescimento ao final da década passada, porém com taxa mais acelerada de redução para o primeiro estado (-36,69%) em comparação ao Maranhão (-23,09%), o que fez com que atingisse, em 2023, uma taxa de conversão próxima à observada no segundo estado. Esses padrões evidenciam, além de variações regionais na dinâmica de recuperação da vegetação natural sobre APPs, uma tendência, em muitos casos, de arrefecimento do fenômeno nos anos finais da série, seguida ou não de retomadas menos acentuadas. Segundo Mendes et al. (2024), o aumento das áreas com regeneração de vegetação nativa sugere retração da atividade agrícola, refletindo na ocorrência de processos de abandono ou conversão de terras para outros usos.

Dada a presença de comportamento temporal heterogêneo entre os estados, o que sugere a influência de fatores locais, a visualização espacial dos valores acumulados de pastagem transicionada revela sua distribuição sobre os municípios de cada estado (Figura 4) e sobre o bioma predominante em cada município (Figura 5). Verifica-se que, sobretudo na transição de pastagem para Floresta Alagada, mas também para Campo Alagado e Formação Florestal, as maiores proporções de área acumulada concentram-se na região norte do Tocantins e na porção oeste do Maranhão, sobre o bioma Amazônico (Figura 4).

Figura 3 - Evolução temporal da área recuperada de pasto para vegetação natural de 2009 a 2023 por estado na região MATOPIBA



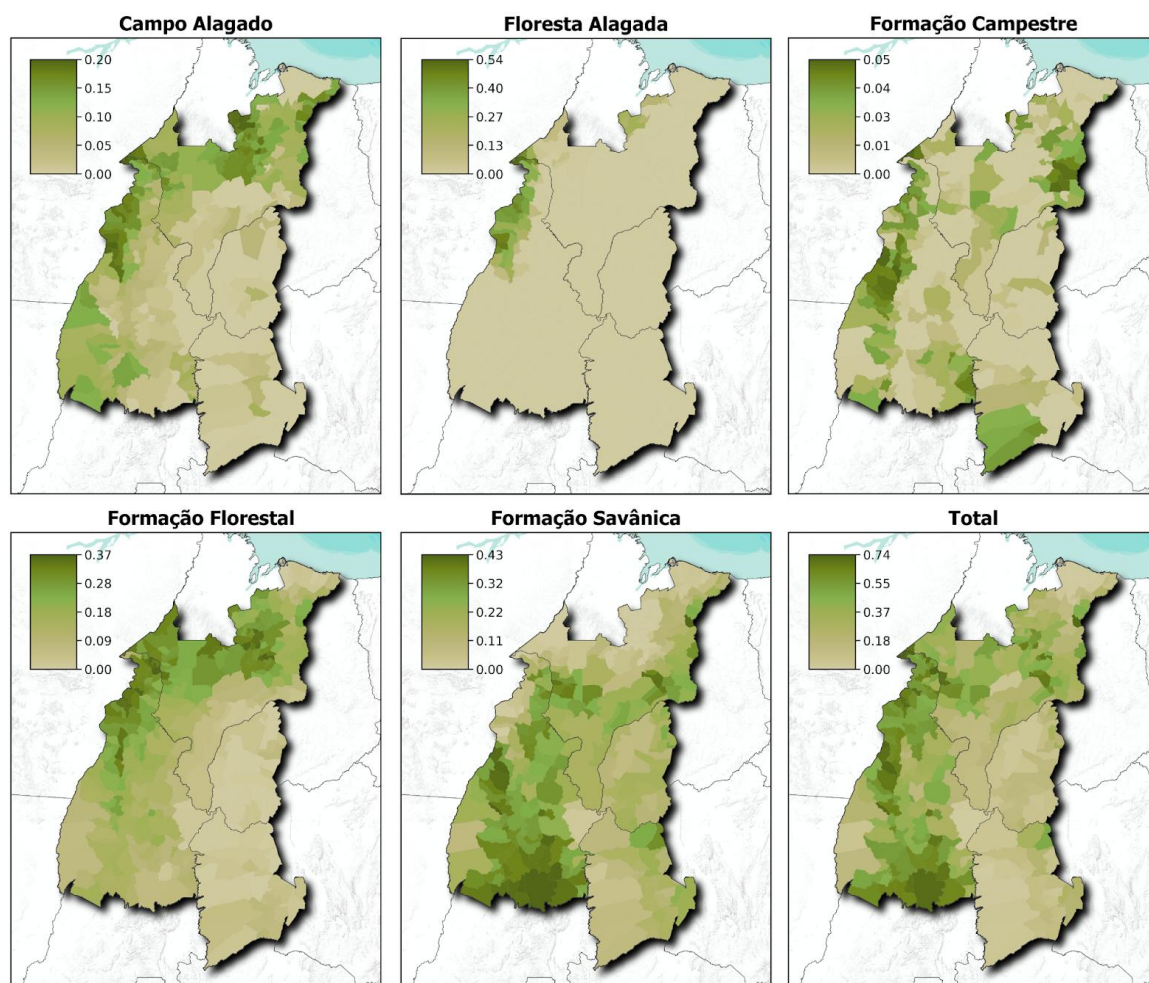
Fonte: Os autores, 2025.

Em contrapartida, a Formação Campestre apresentou tanto a menor heterogeneidade espacial, com zonas de valores elevados distantes entre si — localizadas no oeste do Tocantins, no oeste baiano e no leste do Maranhão —, quanto os menores valores de área transicionada, tendo o município de São Pedro da Água Branca (MA) o maior valor, de apenas 0,05%.

A Formação Savânica destacou-se pela concentração espacial da transição, ocorrendo majoritariamente sobre o Cerrado, especialmente no sul do Tocantins. Nesse sentido, a transição total demonstra um comportamento espacial misto, concentrando-se tanto no bioma Cerrado quanto no Amazônico, representado por um corredor que se estende do sul do Tocantins até o oeste do Maranhão, seguindo de forma fragmentada para a porção leste do estado.

Destaca-se a baixa presença de transições de qualquer tipo no oeste baiano. Segundo Mendes et al. (2024), a expansão da área plantada nessa região intensificou-se a partir de 2013; anteriormente dominada por vegetação nativa, a região passou a apresentar extensas áreas com percentuais de plantio entre 10% e 40%. De acordo com Santos et al. (2024), a partir de análise da distribuição espacial da agropecuária, os principais *hotspots* da produção predominantemente agrícola em 2017 foram identificados no oeste da Bahia e na região central do MATOPIBA.

Figura 4 - Distribuição espacial da proporção de pasto transicionando (%) e significância estatística de análise de autocorrelação espacial para as formações naturais e o total por município na região do MATOPIBA



Fonte: Os autores, 2025.

Esse comportamento pode indicar um possível efeito negativo sobre as taxas de recuperação nessas áreas em função do tipo de produção voltado ao cultivo de grãos, de modo que a menor taxa de regeneração em áreas agrícolas pode estar associada a maior cumprimento da legislação ambiental, com menor utilização das APPs hídricas para pastagem e, conseqüentemente, menor regeneração detectável nesses locais.

Alternativamente, sob uma perspectiva temporal, o estudo supracitado indica uma transição de áreas de pastagem para agricultura intensiva, especialmente de grãos. Dessa forma, áreas inicialmente destinadas à pecuária passam gradualmente a ser convertidas em lavouras mecanizadas, e não em vegetação natural. Essa dinâmica corrobora o segundo tipo de *hotspot*, que aponta maior regeneração da vegetação natural justamente em áreas onde a pecuária era predominante em 2017. Esse agrupamento espacial da pecuária estendia-se por grande parte da porção oeste do MATOPIBA, onde, conforme o presente estudo, foram identificadas as maiores taxas de regeneração.

Os valores de pastagem transicionada revelam variações marcantes entre as categorias de transição e os biomas (Figura 4). Na transição para Campo Alagado, os municípios inseridos no bioma Amazônico apresentam média de 0,024%, enquanto na Caatinga e no Cerrado as médias são muito inferiores, correspondendo a $7,0 \times 10^{-5}\%$ e $2,7 \times 10^{-3}\%$, respectivamente. O maior valor de transição foi observado no município de Esperantina (TO), na Amazônia, com 0,195%.

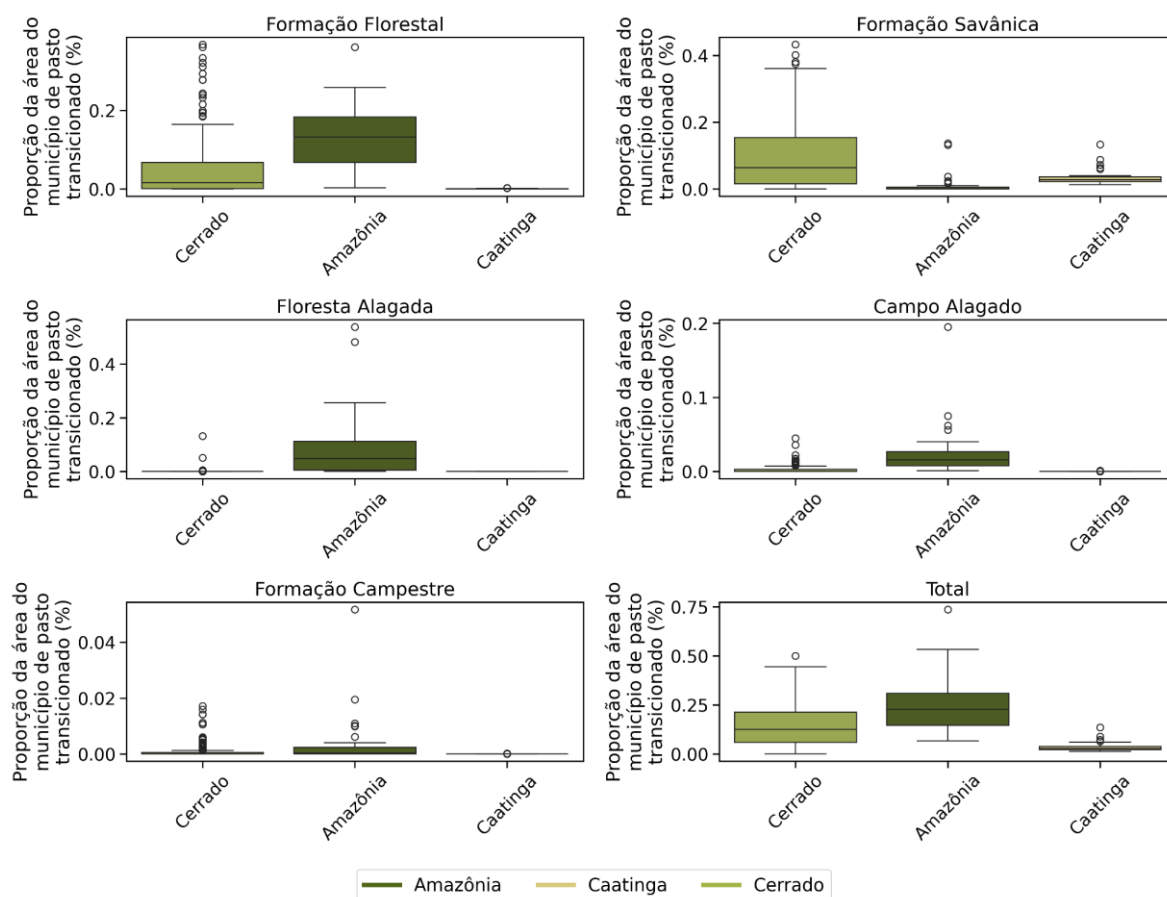
Na transição para Floresta Alagada, a média na Amazônia foi de 0,081%, com dois *outliers* em Esperantina (TO) e São Sebastião do Tocantins (TO), com 0,54% e 0,48%, respectivamente,

enquanto os municípios dos demais biomas registraram valores praticamente nulos. Os três maiores valores dessa transição no Cerrado também foram observados no Tocantins. Na transição para Formação Campestre, a baixa média observada na Amazônia ($3,5 \times 10^{-3}\%$) ainda contrasta com os valores mais reduzidos da Caatinga ($1,6 \times 10^{-5}\%$) e do Cerrado ($8,0 \times 10^{-4}\%$).

Na transição em Formação Florestal, embora os municípios do Cerrado apresentem médias inferiores às da Amazônia (0,05% e 0,13%, respectivamente), localidades como Itaguatins (TO) e Governador Eugênio Barros (MA) exibiram valores de 0,37% e 0,36%, respectivamente, semelhantes ao de Riachinho (TO), na Amazônia, com 0,36%. A Formação Savânica foi o único tipo de transição em que a média amazônica não superou as demais: o valor médio foi de 0,01% na Amazônia, 0,04% na Caatinga e 0,10% no Cerrado. Esse bioma concentrou os 81 municípios com maior conversão, notadamente no Tocantins.

Por fim, considerando a transição total, a média observada na Amazônia (0,25%) supera as da Caatinga (0,04%) e do Cerrado (0,15%). Esses resultados evidenciam que, de maneira geral, os municípios inseridos na Amazônia apresentam valores médios mais elevados e maior diversidade de tipos de transição, seguidos pelo Cerrado, predominantemente representado por transições em Formação Savânica e unidades específicas em Formação Florestal, enquanto o bioma Caatinga, aqui representado por partes dos estados da Bahia e do Piauí, manteve-se em níveis reduzidos.

Figura 5 - Boxplots das proporções de transição de pasto para diferentes classes de vegetação por bioma



Fonte: Os autores, 2025.

Os resultados do LISA (Figura 6) denotam a heterogeneidade dos processos de transição, evidenciando núcleos de agrupamentos no fenômeno de conversão de pastagem em vegetação natural. Para todos os tipos de transição, bem como para a transição total, os agrupamentos BB

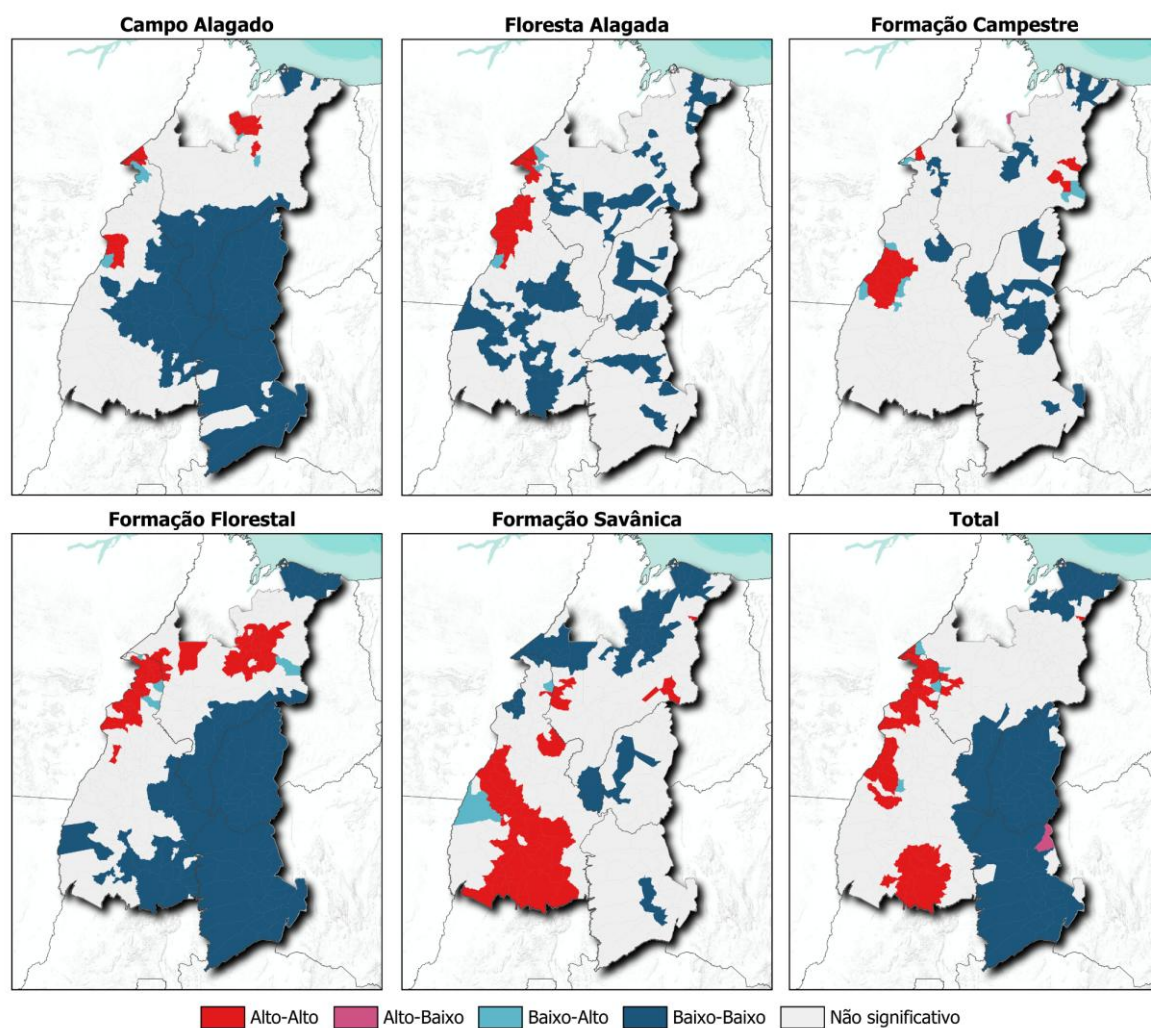
foram os mais predominantes, ou seja, áreas em que tanto a localidade quanto seus vizinhos apresentam baixos valores de transição.

Para a Formação Florestal secundária, os agrupamentos com padrão AA ocorreram em 55 municípios, distribuídos em três grupos: um localizado no norte do Tocantins, sobreposto à região do bioma Amazônico, e os outros dois situados nas porções oeste e central do Maranhão, sendo o segundo parcialmente inserido no Cerrado. Nos estados do Piauí, Bahia e no litoral do Maranhão prevaleceu a associação de baixa transição entre municípios vizinhos.

De maneira semelhante, na transição para Formação Savânica, observou-se elevada incidência de padrões AA em 54 municípios, especialmente em um grande agrupamento localizado entre o sul e a porção centro-oeste do Tocantins. Em contrapartida, municípios com fortes associações de baixos valores de transição foram predominantemente identificados na porção norte do Maranhão.

Para as transições em Floresta Alagada e Campo Alagado, embora os padrões de associação AA tenham sido identificados principalmente sobre o bioma Amazônico, essas categorias apresentaram as menores proporções municipais de AA/BB, com 0,32 e 0,21, respectivamente. A predominância dos agrupamentos BB ressalta a baixa associação espacial e a restrita ocorrência desses processos, especialmente nos pequenos agrupamentos AA observados em Campo Alagado.

Figura 6 - Distribuição espacial da proporção de pasto transicionando (%) e significância estatística de análise de autocorrelação espacial para as formações naturais e o total por município na região do MATOPIBA



Fonte: Os autores, 2025.

A transição para Formação Campestre apresentou a menor quantidade de municípios sob associações significativas com sua vizinhança. Os padrões BB e AA foram observados em 34 e 16 municípios, respectivamente, com um grande agrupamento localizado na porção oeste do Tocantins, contemplando majoritariamente o bioma Cerrado. Além disso, foi identificado um caso isolado de agrupamento AB no município de Satubinha (MA), ou seja, um município que apresentou valor elevado em contraste com seus vizinhos, registrando $9,9 \times 10^{-3}\%$ de área convertida sobre o bioma Amazônico.

O agregado total das transições configurou um agrupamento AA no sul do Tocantins e outros dois grupos distribuídos entre o norte do estado e o oeste do Maranhão, além de integrar áreas de baixa dinâmica na Bahia, no Piauí e no litoral maranhense. Esse padrão evidencia a heterogeneidade dos processos de regeneração e a influência diferenciada de fatores regionais sobre o fenômeno. A transição total revelou ainda o município de Mansidão (BA) com comportamento AB significativo, apresentando 0,18% da área do município convertida em formação natural.

Resultados semelhantes foram reportados por Pellenz, Almeida e Lirio (2021) para a Amazônia Legal no ano de 2017, identificando *clusters* “baixo-baixo” e “baixo-alto” no Tocantins e no Maranhão. Tais áreas coincidem com municípios de baixa eficiência técnica agropecuária, sugerindo possível correlação entre estagnação produtiva e dinâmica de regeneração. Com exceção de alguns municípios no norte do Maranhão, a maioria dessas áreas fazia fronteira com municípios que apresentavam, respectivamente, baixos e altos níveis de desmatamento naquele ano.

Mapeamento de APP hídrica com pastagem

De um total de 15 milhões de hectares compostos por pastagens na região do MATOPIBA, 29 mil, 73 mil e 115 mil hectares correspondem atualmente a pastagens de baixa, média e alta qualidade, respectivamente, em áreas de APP localizadas dentro de propriedades privadas (Tabela 2).

Tabela 2 - Quantificações de área, em hectares, referentes às áreas de pasto em APP, classificadas de acordo com sua qualidade

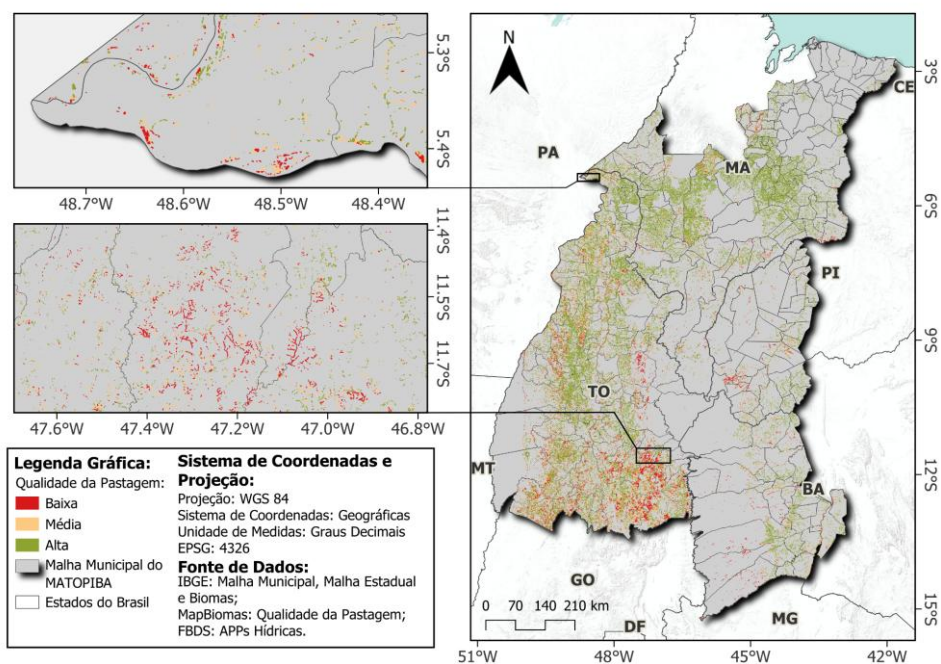
Classe	Área (hectares)
Pastagem com baixa qualidade em APP	24.933
Pastagem com média qualidade em APP	65.023
Pastagem com alta qualidade em APP	100.577

Fonte: Os autores, 2025.

No MATOPIBA, as regiões sul e norte do Tocantins concentram pastagens de baixa qualidade em APPs não consolidadas. Já a região central do Tocantins e partes do Maranhão, Piauí e Bahia apresentam predominância de pastagens de alta qualidade em APPs. Em áreas próximas ao rio Araguaia, observa-se elevado grau de degradação das APPs, com predominância de pastagens de baixa e média qualidade (Figura 7).

Com relação às propriedades registradas no CAR, de um total de 426 mil propriedades na região do MATOPIBA, 127 mil possuem áreas de pastagem em APPs não consolidadas passíveis de recuperação. Foram excluídas da análise 9 mil propriedades que apresentavam o status “cancelado” no CAR; portanto, consideraram-se apenas 118 mil propriedades. Todos os links presentes no texto, inclusive na seção de Referências, devem permanecer ativos.

Figura 7 - Áreas de pasto em APP na região do Matopiba, classificadas de acordo com sua qualidade com melhoria na visualização de 0,1mm da borda



Fonte: Os autores, 2025.

Dentre todas as áreas mapeadas de pastagem em APP hídrica, as áreas prioritárias para restauração em propriedades privadas correspondem às pastagens de média e baixa qualidade, devido ao maior grau de degradação e à maior possibilidade de abandono. Em contrapartida, áreas de alta qualidade tendem a permanecer em uso. Pastagens degradadas apresentam maior risco de perda de produtividade e de capacidade de suporte do gado (Carvalho, 2017; Feltran-Barbieri; Féres, 2021).

Entre as áreas classificadas com média e baixa qualidade, as pastagens de média qualidade — isto é, com níveis intermediários de degradação — podem assumir maior relevância em estratégias de priorização para restauração. Isso ocorre porque, quanto maior o nível de degradação de uma área de pastagem, maior tende a ser a necessidade de recursos empregados no processo de recuperação, além de mais difícil ser o retorno da área a condições semelhantes às anteriores à degradação (Rezende; Vieira, 2019).

Dessa maneira, embora este estudo proponha a recuperação tanto de áreas de média quanto de baixa qualidade, as pastagens de média qualidade podem apresentar menor custo e menor tempo de recuperação sob o ponto de vista econômico, além de maior probabilidade de sucesso ecológico (Feltran-Barbieri; Féres, 2021).

Priorização de áreas para recuperação de APP hídrica

Nenhuma das variáveis analisadas apresentou distribuição normal, conforme indicado pelo teste de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965), com p-valores aproximadamente iguais a zero (Tabela 3), rejeitando-se, assim, a hipótese nula de normalidade. Diante desse resultado, optou-se pela utilização do coeficiente de correlação de Spearman (Spearman, 1904).

Tabela 3 - Teste de Normalidade Shapiro-Wilk para as Variáveis Analisadas

Variável	Shapiro-Wilk	p-valor
Formação Florestal	0,745	≈ 0
Formação Savânica	0,83	≈ 0
Floresta Alagada	0,212	≈ 0
Campo Alagado	0,344	≈ 0
Formação Campestre	0,283	≈ 0
Total	0,921	≈ 0
Proporção de Pasto em APP	0,706	≈ 0

Fonte: Os autores, 2025.

Todos os valores de correlação revelaram associações significativas ($p < 0,05$), com destaque para as correlações moderadas a fortes ($r_s > 0,6$) entre Campo Alagado e Formação Florestal ($r_s = 0,74$), bem como entre Transições Totais e Formação Florestal ($r_s = 0,67$) (Figura 8). No entanto, a análise estratificada por bioma evidenciou padrões contrastantes: enquanto no Cerrado as relações foram mais positivas, refletidas pela inclinação acentuada das retas de regressão, na Amazônia observaram-se inclinações negativas ou neutras para essas mesmas relações.

Nesse sentido, é possível afirmar que o Cerrado apresentou maior associação interna para essas variáveis quando comparado ao bioma Amazônico, além de maior número de observações, o que se refletiu nos valores da correlação global.

As demais relações mostraram-se medianas a fracas ($r_s \leq 0,6$), o que pode estar relacionado a duas condições: i) baixa associação decorrente da reduzida sobreposição espacial, corroborando os resultados da análise espacial dos diferentes tipos de transição e da regeneração total da vegetação secundária; e ii) dinâmicas distintas presentes nos dados agregados, em que a influência de variáveis exógenas, como a heterogeneidade das fitofisionomias preferenciais de regeneração, atenuou a métrica global das relações.

Esse fenômeno torna-se evidente ao se analisarem os dispersogramas relativos à Formação Savânica em comparação com a Formação Campestre e com a regeneração total, nos quais a associação dentro do Cerrado se mostra consideravelmente mais pronunciada quando comparada ao bioma Amazônico.

Por sua vez, a correlação global entre a proporção de pastagem em APP em 2023 e a área total regenerada entre 2010 e 2023 foi de $r_s = 0,59$, valor próximo ao limiar de associação moderada a forte ($r_s \geq 0,6$). A análise do dispersograma e da reta de regressão demonstra que, para essa relação, tanto o Cerrado quanto a Amazônia apresentaram comportamentos semelhantes.

Portanto, independentemente das particularidades regionais, municípios com maior extensão de pastagem em APP tendem a apresentar padrão semelhante de regeneração total da vegetação secundária. Por outro lado, o fato de a proporção de pastagem em APP apresentar baixa associação global com os demais tipos de regeneração vegetal evidencia que esses processos não respondem da mesma forma à presença de pastagem. Essa dissociação reflete a existência de dinâmicas específicas para cada tipo de transição, como observado na Formação Savânica no Cerrado.

Figura 8 - Matriz de correlação de Spearman (diagonal inferior) e diagramas de dispersão estratificados por bioma (diagonal superior) para os tipos de transição e proporção de pasto de baixa qualidade sobre APP em 2023



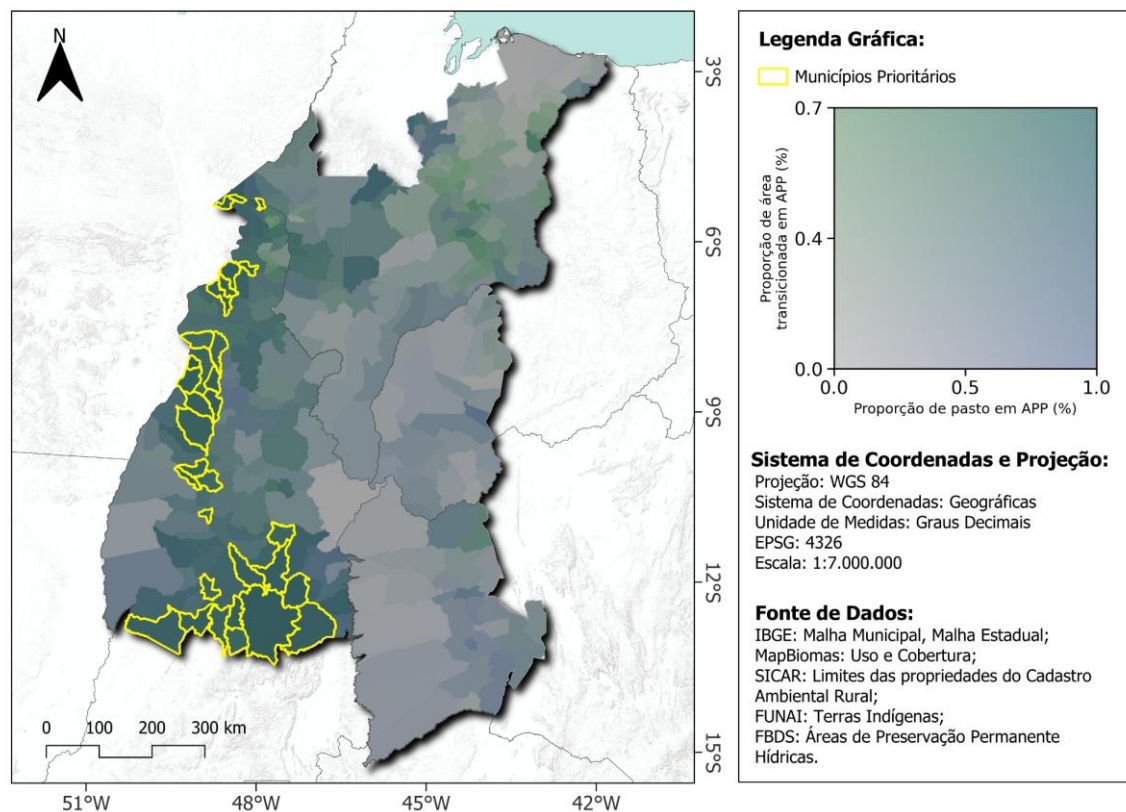
Fonte: Os autores, 2025.

O mapa apresenta uma escala bivariada, na qual o eixo x representa a proporção de pastagem em APP hídrica em relação à área total do município, enquanto o eixo y representa a proporção de área de APP hídrica anteriormente ocupada por pastagem que se recuperou naturalmente por meio da regeneração da vegetação (Figura 9).

A priorização final dos municípios para a recuperação de APPs hídricas considerou dois critérios: a presença de áreas historicamente regeneradas, indicando maior tendência à recuperação natural, e a extensão de pastagens de baixa e média qualidade em áreas privadas, associadas a maior risco de abandono em função da baixa produtividade.

Os municípios prioritários selecionados com base nesses dois critérios — ou seja, aqueles que apresentam simultaneamente maior área passível de recuperação, representada por pastagens em APPs com baixa e média qualidade, e maior área de APPs anteriormente ocupadas por pastagem que passaram por regeneração natural da vegetação — estão destacados na Figura 9.

Figura 9 - Mapa bi-variada entre a proporção de pasto em APP hídrica e proporção de área de pasto recuperada para vegetação natural em APP hídrica destaque para municípios 25% maiores proporções em relação às duas variáveis



Fonte: Os autores, 2025.

Observam-se duas regiões com maior concentração de municípios selecionados, ambas localizadas no estado do Tocantins. A primeira situa-se na porção sul do MATOPIBA, onde predomina o bioma Cerrado, enquanto a segunda localiza-se mais a oeste e noroeste da região, em áreas sob influência predominante do bioma Amazônico.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia empregada neste trabalho para análise das APPs hídricas no MATOPIBA revelou a existência de 31 municípios prioritários para restauração, concentrados em duas regiões do estado do Tocantins. A primeira localiza-se na porção sul do estado, inserida no bioma Cerrado, enquanto a segunda situa-se nas porções norte e noroeste, em áreas de transição para o bioma Amazônico.

Esses municípios destacaram-se por apresentarem, simultaneamente, as maiores extensões de pastagens de baixa e média qualidade em áreas privadas — totalizando aproximadamente 89 mil hectares de passivo ambiental com maior probabilidade de abandono em razão da baixa produtividade — e histórico consolidado de transição desse tipo de uso do solo para formações naturais.

A heterogeneidade dos processos de transição identificada pelo método LISA reforça que a conversão de áreas de pastagem em vegetação natural não ocorre de forma homogênea no território analisado. Enquanto o norte do Tocantins e o oeste do Maranhão, inseridos no bioma Amazônico, apresentam núcleos de elevada regeneração (*clusters* Alto-Alto) para formações florestais e alagadas, o oeste baiano e o Piauí mantêm índices de transição reduzidos e estáveis.

Ao identificar áreas com maior potencial de resiliência ecológica, este estudo contribui para a otimização de recursos públicos e privados, orientando esforços de fiscalização e incentivo à

restauração para áreas em que o custo de oportunidade tende a ser menor e as chances de sucesso ecológico podem ser potencializadas.

REFERÊNCIAS

- ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association — LISA. **Geographical Analysis**, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 93–115, 1995. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm Acesso em: 10 fev. 2025.
- CARIBÉ, C. Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados – PRODECER: um espectro ronda os cerrados brasileiros. **Estudos Sociedade e Agricultura**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 384-416, 2016.
- CARVALHO, W. T. V. et al. Pastagens degradadas e técnicas de recuperação: Revisão. **Publicações em Medicina Veterinária e Zootecnia**, [s. l.], v. 11, n. 10, p. 734-744, 2017.
- CERQUEIRA, C.; JESUS, C. M. de; FERRAZ, C. M.; SANTOS, M. I. F.; SOARES, L. F.; SILVA, N. A. relação entre produção agropecuária, estrutura fundiária e características socioeconômicas do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (MATOPIBA) antes e após a sua institucionalização. *In*: SANTOS, G. R. dos; SILVA, R. P. da. **Agricultura e diversidades**. Rio de Janeiro: Ipea, 2022. p. 181–214. (Livros, n. 5).
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sobre o Tema MATOPIBA**. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: <https://www.embrapa.br/tema-matopiba/sobre-o-tema> Acesso em: 08 fev. 2025.
- FBDS - Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. **Base de dados de Áreas de Preservação Permanente (APP) do Brasil**. Rio de Janeiro: FBDS, 2012. Disponível em: <https://fbds.org.br> <https://www.fbds.org.br>. Acesso em: 15 fev. 2025.
- FELTRAN-BARBIERI, R.; FÉRES, J. G. Degraded pastures in Brazil: improving livestock production and forest restoration. **Royal Society Open Science**, [s. l.], v. 8, n. 7, p. 201854, 2021.
- FUNAI - Fundação Nacional dos Povos Indígenas. Terras Indígenas: **Dados Geoespaciais e Mapas**. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas>. Acesso em: 10 fev. 2025.
- GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 202, p. 18-27, 2017.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malha Municipal**. 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html> Acesso em: 10 fev. 2025.
- MAPBIOMAS. **Conheça os Passos da Metodologia MapBiomias**. 2025. Disponível em: <https://brasil.MapBiomias.org/o-projeto/>. Acesso em: 4 fev. 2025.
- MENDES, B. R. *et al.* O potencial da recuperação de pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA. **Caderno Pedagógico**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. e11171, 2024.
- MIRANDA, E.; MAGALHÃES, L.; CARVALHO, C. **Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA**. Campinas: Embrapa, 2014. (Nota Técnica, n. 1). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/139202/1/NT1-DelimitacaoMatopiba.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2025.
- OLIVEIRA JUNIOR, I. **O processo de desertificação: a vulnerabilidade e a degradação ambiental no polo regional de Jeremoabo–Bahia**. 2016. 126 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2016. Disponível em: <https://www.lareferencia.info/> Acesso em: 13 fev. 2025.
- PELLENZ, J. L. V.; ALMEIDA, M.; LIRIO, V. S. Eficiência técnica agropecuária e desmatamento: análise espacial para a Amazônia Legal brasileira. **Estudios Económicos**, Bahía Blanca, v. 38, n. 77, p. 119-146, 2021.

REZENDE, G. M.; VIEIRA, D. L. M. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 433, p. 93-104, 2019.

ROPPE, C. et al. **Fatores do meio físico influentes na restauração espontânea de ecossistemas perturbados da Mata Atlântica, na base da Serra do Mar**. 2014. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2014.

SANTOS, L. F. et al. Padrões espaciais da produção agropecuária no Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (MATOPIBA). **COLÓQUIO - Revista do Desenvolvimento Regional**, Taquara, v. 21, n. 3, p. 226-251, 2024.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, Oxford, v. 52, n. 3-4, p. 591–611, 1965.

SICAR - Sistema de Cadastro Ambiental Rural. **Consulta Pública de CAR**. 2024. Disponível em: <https://consultapublica.car.gov.br/publico/geoservicos/index>. Acesso em: 5 fev. 2025.

SIMPSON, E. H. The interpretation of interaction in contingency tables. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 238-241, 1951.

SOUZA, I. N. P.; NÓBREGA, R. A. A.; RIBEIRO, S. M. C. O papel das infraestruturas ferroviárias nas mudanças de uso e cobertura do solo no MATOPIBA. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 38, p. 123-136, 2019.

SPEARMAN, C. The proof and measurement of association between two things. **The American Journal of Psychology**, Champaign, v. 15, n. 1, p. 72–101, 1904

Recebido em: 18/10/2025

Aceito para publicação em: 02/04/2026