



Mudanças no uso e cobertura do solo e seus impactos sobre os ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos em Nova Xavantina, Mato Grosso

João Victor Amorim¹, Claudinei Oliveira dos Santos², Jairo Matos da Rocha³, José Wemerson Soares⁴, Ludimila Rodrigues de Almeida⁵, Paulo Sérgio Morandi⁶, Nayara Cardoso Barros⁷

¹Mestre (2023) e Doutorando em Ecologia e Conservação pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), especialista em Docência no Ensino Superior (2021) pela Faculdade Dom Alberto e Biólogo licenciado pelo Instituto Federal Goiano (IF Goiano, 2020). E-mail: joavictoramorim.ag@gmail.com ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1652-2327> ²Graduado em Ciências Biológicas (UNEMAT), Mestre em Ecologia e Conservação (UNEMAT), e Doutor em Ciências Ambientais (UFG). E-mail: claudineisan@pastoepixel.com ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4181-1929> ³Graduado em Sistemas Para Internet pelo Instituto Federal de Mato Grosso (IFMT; 2018). e-mail: contato@jairomr.com.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7244-0740> ⁴Doutorando e Mestre (2023) em Ecologia e Conservação pela Universidade do Estado de Mato Grosso. Especialista em Docência do Ensino Superior (2022) pela Faculdade Dom Alberto e em Ensino de Ciências pela Universidade Federal do Piauí (2023). E-mail: jose.wemerson@unemat.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1076-8374> ⁵Formada em Licenciatura em Ciências Biológicas (2019), pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) Campus de Nova Xavantina. E-mail: almeida.ludimila@unemat.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9291-2036> ⁶ Possui graduação em Ciências Biológicas (2009), Mestrado em Ecologia e Conservação (2012) e Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia (2017) pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT). E-mail: paulo.morandi@unemat.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8151-7738> ⁷ Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade do Estado de Mato Grosso (2019). pós graduada em Educação Ambiental (2020), Mestranda em ecologia e conservação pela Universidade do Estado de Mato Grosso (2021) E-mail: nayara.barros@unemat.br ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-4313-4434>

Artigo recebido em 18/02/2025 e aceito em 12/12/2025

RESUMO:

As mudanças no uso e cobertura da terra em Mato Grosso são amplamente reconhecidas por sua intensidade e pelos impactos sobre os ecossistemas naturais. Contudo, ainda há lacunas na compreensão espacializada desses efeitos em municípios específicos, como Nova Xavantina, localizado na transição entre Cerrado e Amazônia. Desde a década de 1980, o município tem sofrido intensas transformações, impulsionadas sobretudo pela expansão agropecuária. Este estudo analisou a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura do solo entre 1985 e 2023, com ênfase nas implicações para os ecossistemas naturais e os serviços ecossistêmicos locais, utilizando dados da Coleção 9 do Projeto MapBiomias. Os resultados indicam uma profunda reconfiguração da paisagem: as formações savânicas diminuíram de 61,93% para 28,43% (queda de 33,5%), e as florestais de 15,54% para 9,12% (redução de 6,42%). Em contrapartida, a pastagem aumentou de 9,13% para 44,5%, e a agricultura de 0,18% para 12,07%. A cobertura hídrica também sofreu ligeira retração (de 0,61% para 0,55%). Essa substituição da vegetação nativa por usos antrópicos compromete funções ecológicas essenciais, como a regulação climática, a conservação da biodiversidade e a proteção dos recursos hídricos. Diante desse cenário, torna-se urgente a formulação de políticas públicas que articulem conservação ambiental, restauração ecológica e uso sustentável do solo, de forma a conciliar o desenvolvimento produtivo com a integridade dos ecossistemas e o bem-estar das comunidades locais.

Palavras-chave: Conversão do uso da terra; Pressões antrópicas; Cerrado mato-grossense; Funções ecossistêmicas; Transição Cerrado-Amazônia.

Land use and land cover changes and their impact on natural ecosystems and ecosystem services in Nova Xavantina, Mato Grosso

ABSTRACT:

Land-use and land-cover changes in Mato Grosso are widely recognized for their intensity and for the significant impacts they impose on natural ecosystems. However, a spatially explicit understanding of these effects remains limited, particularly at the municipal level, such as in Nova Xavantina, which is situated in the ecotonal zone between the Cerrado and Amazon biomes. Since the 1980s, the municipality has undergone significant transformations, primarily driven by the expansion of agribusiness. This study analysed the spatiotemporal dynamics of land use and land cover between 1985 and 2023, with an emphasis on the implications for natural ecosystems and local ecosystem services, using data from MapBiomias Project Collection 9. The results reveal a profound reconfiguration of the landscape: savanna formations declined from 61.93% to 28.43% (a 33.5% decrease), and forest formations from 15.54% to 9.12% (a 6.42% reduction). In contrast, Pastureland expanded from 9.13% to 44.5%, and agricultural areas from 0.18% to 12.07%. Water bodies also experienced a slight reduction, from 0.61% to 0.55%. This widespread replacement of native vegetation with

anthropogenic land uses threatens essential ecological functions, including climate regulation, biodiversity conservation, and the protection of water resources. Considering this scenario, there is an urgent need for public policies that integrate environmental conservation, ecological restoration, and sustainable land use to reconcile productive development with ecosystem integrity and the well-being of local communities.

Keywords: Land-use changes; Anthropogenic pressures; Cerrado of Mato Grosso; Ecosystem functions; Cerrado-Amazon transition zone.

Introdução

Os ecossistemas naturais do Cerrado desempenham um papel crucial na sustentação de serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do clima, o sequestro de carbono, a manutenção do ciclo hidrológico e a provisão de recursos biológicos e genéticos (Lahsen et al., 2016; Costanza et al., 2017; Resende et al., 2019a, 2021b; Oliveira et al., 2021; Siqueira et al., 2021; Schuler & Bustamante, 2022).

Apesar de ser reconhecido internacionalmente como um hotspot de biodiversidade (Myers et al., 2000) e representar o segundo maior bioma do território brasileiro (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2019), o Cerrado tem sido intensamente transformado pelas mudanças no uso da terra. Estima-se que cerca de 50% de sua vegetação nativa já tenha sido convertida para fins agropecuários (Strassburg et al., 2017; Souza et al., 2020), resultando em uma perda acumulada superior a 20 milhões de hectares entre 1985 e 2022 (Monitoramento do Desmatamento e Uso da Terra no Brasil [MapBiomias], 2023). Essas alterações comprometem significativamente a provisão de serviços ecossistêmicos em diferentes escalas espaciais.

O estado de Mato Grosso tem exercido papel proeminente no avanço das mudanças no uso e cobertura do solo no Cerrado (Yoshikawa & Sanga-Ngoie, 2011; Silva et al., 2023; Haddad et al., 2024). Sua consolidação como líder nacional na produção de grãos e na pecuária bovina, com um rebanho que ultrapassa 31 milhões de cabeças, ocorreu por meio da conversão acelerada da vegetação nativa em sistemas produtivos de alta intensidade (Instituto Matogrossense de Economia Agropecuária [IMEA], 2025; Picoli et al., 2020).

Essa reconfiguração da paisagem tem gerado efeitos profundos sobre os processos ecológicos e comprometido a provisão de serviços ecossistêmicos, resultando em perdas significativas de biodiversidade, alterações no regime hidrológico, mudanças climáticas regionais e desequilíbrios biofísicos (Fearnside, 2017; Almeida et al., 2022; Ferreira et al., 2025).

A contínua conversão da vegetação nativa em novas classes de uso do solo no estado de Mato Grosso, ao longo das últimas três décadas, tem comprometido a resiliência dos ecossistemas

naturais, intensificando a fragmentação da paisagem e interrompendo conexões ecológicas essenciais entre habitats. Em diversos contextos, esse processo resulta na eliminação completa de ecossistemas, o que implica não apenas a perda de biodiversidade, mas também a ruptura irreversível de funções ecológicas críticas, como a reciclagem da umidade, o balanço energético, o fluxo de nutrientes, a regulação térmica e o controle climático (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005; Ferreira et al., 2021). Esses impactos elevam o risco de ultrapassagem de pontos de inflexão ecológica (*tipping points*), com potencial para desencadear colapsos funcionais em escalas regional e global (Nepstad et al., 2008; Nobre & Borma, 2009; Gatti et al., 2021; Flores et al., 2024).

Os impactos dessas transformações na cobertura do solo em Mato Grosso têm sido particularmente intensos nas porções leste e sul do estado, região que integra a maior e mais dinâmica fronteira agrícola dos trópicos (Silva Junior et al., 2021; MapBiomias, 2023; Csillik et al., 2024). Essa intensa zona ecotonal, caracterizada por mosaicos de fitofisionomias savânicas e florestais adaptadas a distintas condições edafoclimáticas (Marimon et al., 2014; Marques et al., 2019), apresenta elevada diversidade funcional, mas também alta vulnerabilidade frente à conversão antrópica para monoculturas e pastagens.

A degradação decorrente dessas transformações tem comprometido de forma significativa os serviços ecossistêmicos da região, afetando funções de regulação (como o controle climático e hidrológico), suporte (como a ciclagem de nutrientes e sumidouros de carbono), provisão (como a oferta de água) e serviços culturais, especialmente em comunidades tradicionais (Peixoto et al., 2017; ; Marengo et al., 2018; Abad, 2019; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Hasan et al., 2020; Oliveira et al., 2021; Wierik et al., 2021; Tavares et al., 2023).

Apesar da relevância do tema, ainda são escassos os estudos que avaliam, em escala local, os impactos das mudanças no uso e cobertura da terra sobre os ecossistemas naturais e os serviços ecossistêmicos em Mato Grosso. O município de Nova Xavantina, localizado na porção leste do estado e inserido na zona de transição Cerrado-Amazônia, configura-se como um microcosmo

estratégico para esse tipo de investigação (Mews et al., 2011; Marimon et al., 2012). Emancipado em 1980, o município teve sua origem vinculada a intensas políticas de colonização, que desencadearam um acelerado processo de expansão agropecuária e, mais recentemente, impulsionaram o aumento do interesse por atividades mineradoras (Silva et al., 2018; Schneider & Almeida, 2019).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar as transformações espaço-temporais na cobertura vegetal e nas dinâmicas de uso do solo entre 1985 e 2023 no município de Nova Xavantina (MT). Para isso, a abordagem combina a análise dos dados da Coleção 9 do MapBiomas com uma revisão da literatura especializada, buscando compreender os impactos sobre os ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos locais, subsidiando estratégias de conservação, restauração ecológica e dinâmicas mais sustentáveis de uso do solo.

Metodologia

Área de estudos

Localizado no leste de Mato Grosso (14°40'00.0"S, 52°21'06.0"W), o município de Nova Xavantina (Figura 1) insere-se na região Centro-Oeste do Brasil, em uma das zonas ecotonais mais relevantes do país, a transição Cerrado-Amazônia (TCA), reconhecida como a maior transição savana-floresta do mundo (Marques et al., 2019). Criado pela Lei Estadual nº 3.773, em 1976, o município possui extensão territorial de aproximadamente 5.492 km² e é

atravessado por importantes cursos d'água pertencentes à bacia hidrográfica do Araguaia. Entre eles, destaca-se o Rio das Mortes, um dos principais afluentes da margem esquerda do Araguaia e elemento estruturante da paisagem hidrográfica regional (Silva et al., 2007; Nápolis et al., 2012).

Do ponto de vista climático, Nova Xavantina apresenta padrão tropical sazonal (Aw), segundo a classificação de Köppen, com uma estação chuvosa bem definida entre outubro e abril e um período seco de maio a setembro. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.500 mm, com temperatura média em torno de 25,5 °C (Marimon et al., 2006; Alvares et al. 2013).

Essas condições favorecem a formação de uma vegetação diversa, composta predominantemente por fisionomias savânicas típicas do Cerrado, mas também por formações florestais estacionais semidecíduais e manchas monodominantes de *Brosimum rubescens*, formando mosaicos de alta complexidade estrutural e funcional (Marimon et al., 2012, 2014).

No aspecto socioeconômico, Nova Xavantina desempenha papel estratégico na dinâmica regional de uso e ocupação do solo. Sua economia é baseada, majoritariamente, na pecuária extensiva e na agricultura mecanizada, com destaque para as culturas de soja e milho. Essas atividades são complementadas por práticas extrativistas de origem vegetal e mineral, consolidando o município como um polo de desenvolvimento agropecuário no leste mato-grossense (Schneider & Almeida, 2019).

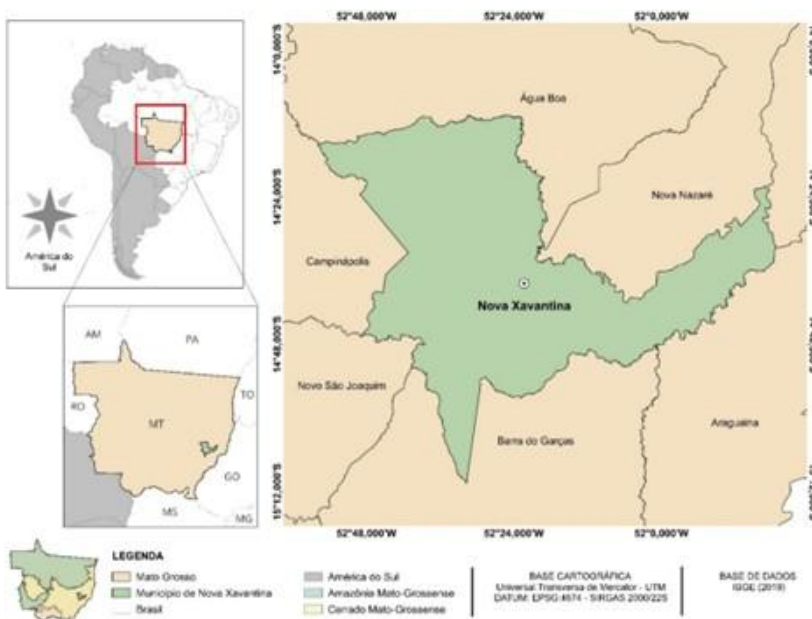


Figura 1 - Mapa de localização do município de Nova Xavantina, na transição Cerrado-Amazônia, no Estado de Mato Grosso.

Dados de uso e cobertura do solo

Para o mapeamento espaço-temporal de cobertura da terra no município de Nova Xavantina, utilizamos um conjunto de imagens de Landsat que alimentam a coleção 9 do MapBiomas (mapbiomas.org/), um projeto brasileiro que tem como principal objetivo mapear anualmente o uso e a cobertura da terra para todo o território nacional, com uma abrangência atual de quase quatro décadas.

No Google Earth Engine (GEE, earthengine.google.com/), uma plataforma de análise geoespacial baseada na nuvem, redefinimos as classes de uso e cobertura do solo originalmente abrangidas pelo MapBiomas para as nove classes de interesse dentro dos limites de Nova Xavantina: formação florestal (FF), formação savânica (FS), outras formações naturais (OFN), mosaico agropecuário (MAP), agricultura (AG), pastagem (PG), Área urbanizada (AU), Corpos d'água (CDA) e Mineração (M). Como produto, obtivemos quatro imagens em formato GeoTiff para os anos de 1985, 2000, 2010 e 2023, com resolução de 30m e classificação georreferenciada no sistema de coordenadas SIRGAS 2000 / UTM zone 22S, epsg:31982. Esses dados foram utilizados na elaboração dos mapas temporais de uso e cobertura, a partir do software Qgis.

Caracterização das classes de vegetação do MapBiomas

A classificação do MapBiomas para as “Formações Florestais” (FF) do bioma Cerrado engloba áreas vegetacionais dominadas por espécies arbóreas, caracterizadas por um dossel contínuo. Entre essas formações estão as matas ciliares, as florestas de galeria, as matas secas, o cerradão e as florestas estacionais semidecíduais. As “Formações Savânicas” (FS), por sua vez, consistem em um mosaico de fitofisionomias caracterizado por espécies dos estratos arbóreo, arbustivo e herbáceo. Entre elas, foram classificados diferentes tipos de cerrado sentido restrito, como o cerrado denso, o cerrado típico, o cerrado ralo e o cerrado rupestre.

A classe de “Outras Formações Naturais” (OFN) abrange todas as fitofisionomias do Cerrado que não foram classificadas como florestais ou savânicas pelo MapBiomas. Isso inclui formações campestres, dominadas por estrato herbáceo graminóide e presença de dicotiledôneas herbáceas e subarbustivas, além de áreas de campos alagados e pantanosas, como veredas e palmeirais. Também estão incluídos afloramentos rochosos com feições monolíticas, acamamentos ou lajedos expostos na superfície terrestre, sem cobertura de solo,

frequentemente com vegetação rupestre parcial e/ou alta declividade.

Cálculo de ocupação e avaliação temporal de perda e ganho das classes de uso e cobertura

Para quantificar a proporção de ocupação das classes de uso e cobertura reprojatadas para o município de Nova Xavantina e avaliar a perda de vegetação ao longo de uma série temporal de 38 anos, utilizamos o software de modelagem gratuito Dinâmica EGO (versão 8). O cálculo é feito com base na quantidade de pixels existentes em uma classe de uso e cobertura em relação ao período analisado, gerando, entre outras coisas, os valores de ocupação de cada classe em km² e hectares, o que nos permitiu calcular a perda e ganho individual e comparativo de cada classe. Esses dados também foram obtidos a partir dos arquivos GeoTiff, gerados no GEE.

Análise da evolução e transição temporal das classes de uso e cobertura do solo

Utilizamos a análise de Raster Difference Analysis, a partir do método OpenLand, a partir de uma análise quantitativa empregado na visualização de mudanças no uso e cobertura da terra (Exavier; Zeilhofer, 2021). Essa análise foi utilizada para avaliar a relação de perda e ganho de vegetação natural e a expansão do setor agropecuário ao longo da série temporal (1985 e 2023), por meio do software R e a interface RStudio.

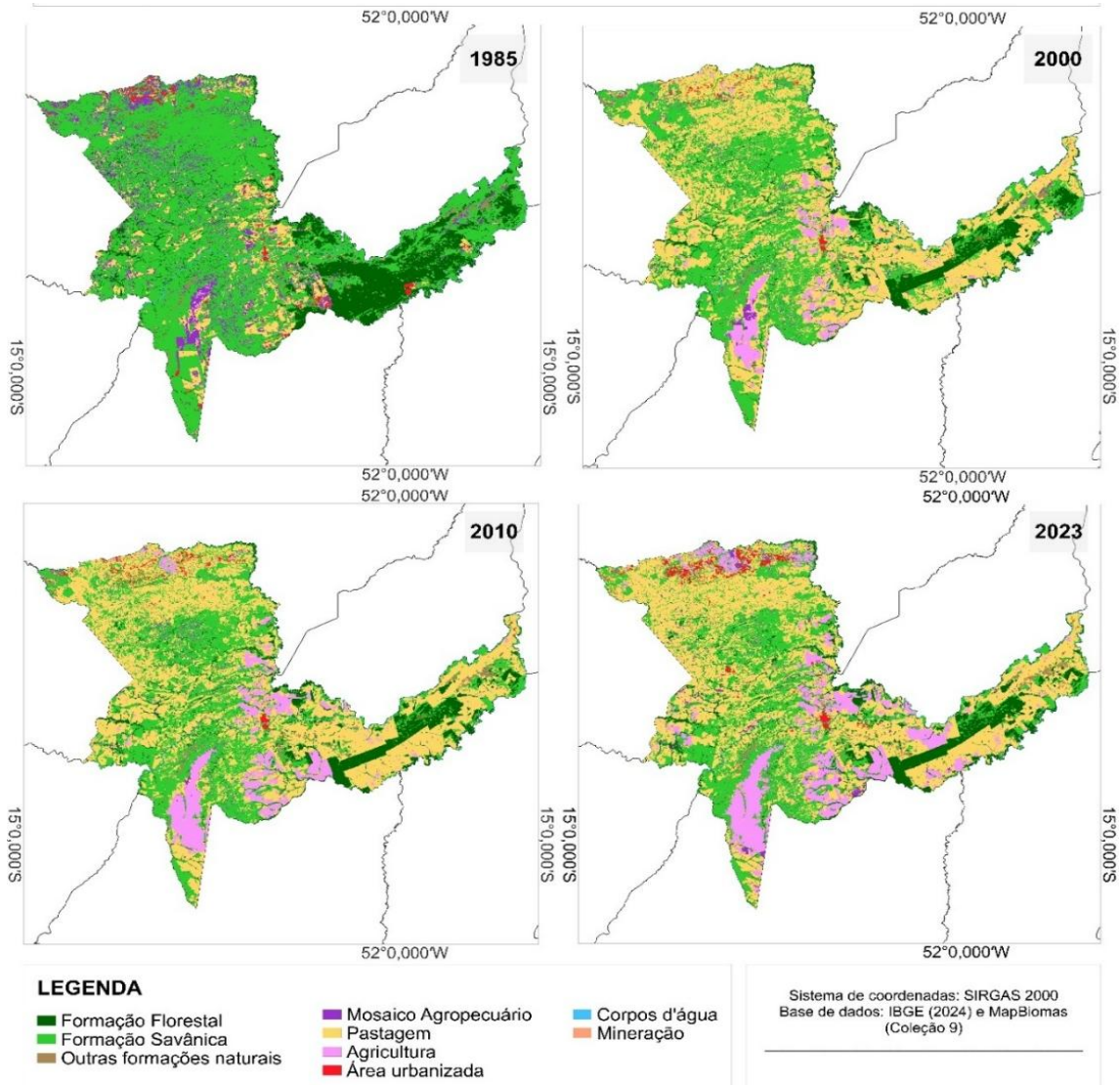
Para analisar a transição temporal entre as classes de uso e cobertura do solo, utilizamos um diagrama de Sankey, que possibilitou a visualização detalhada das mudanças nas classes ao longo da série temporal. Esse diagrama é amplamente utilizado para representar fluxos e transições de forma visual, facilitando a compreensão das relações entre diferentes classes ao longo do tempo. No contexto do mapeamento do uso e cobertura do solo, o Diagrama de Sankey possibilita a visualização clara das mudanças de classes, destacando os processos de conversão de uma classe para outra (Aldwaik; Pontius, 2012).

Impactos das mudanças no uso e cobertura do solo nos ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos no estado de Mato Grosso como possíveis indicadores ambientais de alerta para o município de Nova Xavantina

Para avaliar os impactos das mudanças nas dinâmicas de uso e cobertura do solo nos ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos de Nova Xavantina, realizamos uma revisão de literatura utilizando algumas das principais plataformas de buscas científicas: ResearchGate, Google Scholar e Connected Papers. Priorizamos

os trabalhos realizados no município de Nova Xavantina, na região sul do estado de Mato Grosso e borda sul da Amazônia. As palavras-chave utilizadas na busca foram: mudanças no uso e cobertura do solo no Mato Grosso, uso do solo no Cerrado mato-grossense, mudanças climáticas na

Contudo, até o início dos anos 2000, Nova Xavantina já havia passado por um processo intenso e acelerado de transformação da paisagem. A cobertura vegetal nativa sofreu perdas significativas: as formações savânicas recuaram cerca de 130 mil hectares, uma redução de



borda sul da Amazônia, serviços ecossistêmicos em Nova Xavantina.

Resultados e discussão

1985–2000: As transformações iniciais na cobertura da terra em Nova Xavantina

Em 1985, Nova Xavantina ainda apresentava um cenário de predominância de vegetação nativa, com aproximadamente 78,84% de seu território coberto por formações naturais. Deste total, 61,93% correspondia às formações savânicas, seguidas pelas formações florestais (15,54%) e outras formações naturais (1,37%). Esse panorama reflete uma configuração territorial relativamente conservada, típica de um município que, até aquele momento, havia passado por um processo de ocupação ainda incipiente.

aproximadamente 38,06% em relação à sua extensão original, enquanto as formações florestais diminuíram em torno de 37 mil hectares, correspondendo a uma perda de 44,0% da área previamente ocupada.

Em contraste, a classe de pastagem apresentou um crescimento expressivo: de 50.383 hectares em 1985 (equivalente a 9,13% da área do município), saltou para 241.423 hectares em 2000, passando a ocupar 43,87% do território. Esse avanço consolidou a pecuária como a principal classe de vegetor da conversão territorial no período, além de posicioná-la como a classe de uso mais representativa em termos absolutos. A agricultura, embora ainda modesta em extensão, também registrou um aumento significativo, de pouco mais de mil hectares (0,18%) para 24.035

hectares (4,37%), apontando os primeiros sinais da intensificação da agricultura mecanizada, que se fortaleceria nos anos seguintes (Figura 2).

Figura 2 – Mapa de mudanças no uso e cobertura do solo no município de Nova Xavantina ao longo da série temporal de 38 anos (1985 a 2023).

A expressiva redução do mosaico agropecuário, que em 1985 ocupava 52.417 hectares e em 2000 havia sido reduzido a pouco mais de 11 mil hectares, representa uma mudança significativa nas dinâmicas de uso do solo no município. Essa classe, que corresponde a áreas com práticas mistas e menos especializadas de agricultura e pecuária, foi gradualmente substituída por formas de uso mais homogêneas e intensivas, como lavouras e pastagens consolidadas. A retração de aproximadamente 78,8% não apenas indica uma reorganização espacial das atividades produtivas, mas também reflete um processo de transição para sistemas mais especializados, resultado do desenvolvimento agrícola e da busca por maior eficiência produtiva.

Essa substituição sinaliza o avanço de um modelo de ocupação territorial pautado na racionalização das atividades econômicas, alinhado às tendências de modernização agrícola e ao fortalecimento das cadeias produtivas voltadas ao mercado global em todo o Mato Grosso (Sodré, 2023).

Esse padrão de transformação territorial está diretamente alinhado à lógica “desmatamento–pastagem–soja”, amplamente observada no Centro-Oeste a partir da década de 1990. Como argumentam Fearnside (2001) e Macedo et al. (2012), a crescente demanda por soja no mercado internacional impulsionou a conversão de pastagens em áreas agrícolas, precedida por grandes frentes de desmatamento. Assim, o ciclo de ocupação territorial consolidava-se em três etapas: desmatamento, introdução da pecuária e, em seguida, agricultura de grãos (Capoane, 2022).

Essa reconfiguração territorial, entretanto, não foi fruto do acaso. Desde a “Marcha para o Oeste” (1937–1945) até a implementação de programas como o Programa de Integração Nacional (PIN) e o Programa de Redistribuição de Terras e Estímulo à Agroindústria do Norte e Nordeste (PROTERRA), na década de 1970 a região do estado de Mato Grosso tornou-se foco de políticas estatais voltadas à integração nacional (Moreno, 2005; 2017; Nascimento & Zolin-Vesz, 2020; Mota-Junior et al., 2023). A implementação dessas políticas promoveram um intenso processo migratório de agricultores oriundos principalmente das regiões Sul e Sudeste, com vistas à incorporação produtiva de vastas extensões de

terras públicas (Kohlhepp & Blumenschein, 2000; Souza et al. 2023).

Sustentados por uma narrativa geopolítica que legitimava a ocupação de “territórios vazios”, os fluxos migratórios foram impulsionados por diversos mecanismos de incentivo, como crédito rural, isenções fiscais, distribuição de terras e investimentos em infraestrutura, com destaque para a construção de importantes corredores rodoviários, como a BR-010 (Belém–Brasília) e a BR-230 (Transamazônica) (Brasil, 1970; 1971; Sodré, 2023). Conforme Moreno (2007), a partir de projetos de colonização, houve um expressivo deslocamento populacional do Paraná para Mato Grosso. Até o início da década de 1980, o estado já concentrava cerca de 87 projetos particulares e 14 públicos de colonização, responsáveis pela criação de municípios como Terra Nova, Sorriso, Nova Mutum, Juara, Novo Horizonte, Porto dos Gaúchos e muitos outros. Esse processo impulsionou uma colonização acelerada, marcada por profundas transformações no uso e na cobertura do solo, acarretando impactos significativos aos ecossistemas naturais (Barrozo, 2018).

No caso de Nova Xavantina, emancipado em 1980 a partir de um desses projetos de colonização privada (Rosa, 2018), as políticas de colonização e os incentivos governamentais resultaram em mudanças expressivas nas dinâmicas de ocupação no decorrer das décadas seguintes, conforme evidenciado nas classes de uso do solo analisadas neste estudo. Além da consolidação da pecuária extensiva, do avanço da agricultura e da redução das áreas de vegetação nativa, já discutidos, destaca-se também o surgimento e a gradual expansão da atividade mineradora ao longo do período, embora ainda secundária em relação à agropecuária. Apesar da área restrita, a mineração cresceu de 32 hectares em 1985 para 55 hectares em 2000, refletindo a chegada de migrantes atraídos pelas jazidas minerais da região e reproduzindo uma dinâmica semelhante à observada em outros municípios mato-grossenses, como Juína (Santos et al., 2024).

Em relação à classe de área urbanizada (Figura 2), Nova Xavantina apresentou, entre 1985 e 2000, uma redução expressiva, passando de 8.354 hectares (1,52% da área total do município) para 3.769 hectares (0,69%). Essa diminuição pode parecer contraintuitiva diante do rápido processo de colonização e da expansão dos sistemas

pecuarista e agrícola registrados no período, mas pode estar associada a diferentes fatores, como alterações nos critérios de delimitação da área urbana, mudanças nos usos do solo dentro dos limites urbanos e, ainda, à expansão da infraestrutura rural e das atividades produtivas, que podem ter promovido uma dispersão populacional e funcional para áreas periurbanas e rurais durante o período de estabelecimento urbano.

2000–2010: a consolidação da agropecuária em Mato Grosso em contraste às transformações em Nova Xavantina

Embora o estado de Mato Grosso já se destacasse, em 1987, como o maior produtor de soja da região Centro-Oeste, foi a partir dos anos 2000 que o modelo agropecuário se consolidou de forma mais intensa. Esse processo foi impulsionado por políticas públicas implementadas ainda na década de 1990, as quais deixaram de priorizar a ocupação territorial para se concentrarem na modernização e na agroindustrialização da produção agrícola, favorecendo a expansão da agricultura mecanizada e da pecuária no estado (Sodré, 2023).

Entre 1990 e 2010, observou-se um crescimento expressivo da produção agrícola em Mato Grosso. A soja, cuja taxa média de crescimento anual era de 9,5% em 1990, ultrapassou 18 milhões de toneladas em 2010, representando 27% da produção nacional e cerca de 7% da produção mundial. No mesmo intervalo, a produção de milho cresceu, em média, 14% ao ano, atingindo 8,2 milhões de toneladas (15% da produção brasileira). O cultivo do algodão, praticamente inexistente no início dos anos 1990, alcançou 0,6 milhão de toneladas em 2010, concentrando 49% da produção nacional. No setor pecuário, o rebanho bovino cresceu 7,5% ao ano até 2005, alcançando 26 milhões de cabeças, mantendo-se relativamente estável até 2008 e voltando a crescer em 2009. Em 2010, o rebanho somava 28,8 milhões de cabeças, distribuídas em mais de 15 milhões de hectares, com uma taxa média de lotação de 1,1 cabeça por hectare (Strassburg et al., 2013; Cunha et al., 2024).

Esse avanço consolidou o papel estratégico do setor agropecuário na economia mato-grossense. Em 2004, o estado ocupava a décima posição no ranking nacional de exportações, com o complexo da soja respondendo por 75,7% do total das exportações estaduais (Heck, 2021).

No município de Nova Xavantina, os efeitos desse processo também se manifestaram de forma significativa. Os dados de mapeamento utilizados neste estudo indicam que, entre 2000 e 2010, a área ocupada pela agricultura aumentou de

24.035 hectares para quase 45 mil hectares, representando um crescimento de aproximadamente 87%. Além desse crescimento expressivo, verifica-se que a classe de pastagem já ocupava uma proporção elevada da paisagem em 2000, consolidando-se como o principal uso do solo em 2010 na região. Nesse ano, a área de pastagem atingiu 251.034 hectares, representando aproximadamente 45% do território municipal.

Apesar dos efeitos positivos do agronegócio sobre a economia regional, o modelo de produção adotado contribuiu significativamente para a redução da cobertura vegetal natural em diversas regiões do estado (Santos & Regis, 2023; Castagna et al. 2024; Cunha et al., 2024). Entre 2000 e 2005, o aumento da área cultivada foi decisivo para o crescimento da produção e da arrecadação estadual; por outro lado, esse mesmo processo fez com que Mato Grosso liderasse os índices nacionais de desmatamento, em especial pela remoção de extensas áreas de florestas amazônicas (Macedo et al., 2012). Estudos voltados à análise dos impactos da antropização no estado corroboram esse cenário, identificando o setor agropecuário como principal vetor de transformação da paisagem entre 2000 e 2010, dada a relação direta entre a remoção da vegetação nativa e a implantação de sistemas produtivos em larga escala (Fearnside, 2005; Rossoni & Moraes, 2020).

Em Nova Xavantina, essa tendência se refletiu de maneira intensa. A expansão contínua das atividades agropecuárias configurou-se como o principal vetor de modificação da cobertura vegetal, promovendo uma reconfiguração marcante da paisagem. Entre as formações mais afetadas, destacam-se as savânicas, cuja área foi severamente reduzida: entre 2000 e 2010, essas formações perderam mais de 30 mil hectares, passando de 211.472 ha para 181.168 ha. Essa retração evidencia não apenas a magnitude da pressão antrópica sobre os ecossistemas do Cerrado, mas também a velocidade com que o processo de conversão do solo se intensificou. A redução dessas formações reflete a consolidação de um modelo de uso da terra orientado à produção em larga escala, principalmente por meio da expansão de pastagens e lavouras, em detrimento da conservação das formações nativas.

Ainda que de forma sutil, foi registrada uma leve recuperação da classe de Formação Florestal no município durante o mesmo período, com aumento de área de 48.021 para 48.670 hectares entre 2000 e 2010. Essa variação, embora discreta, pode estar mais relacionada a ajustes metodológicos no processo de mapeamento pelo MapBiomias ou à regeneração natural em áreas

anteriormente desmatadas e abandonadas, prática comum em regiões de uso agropecuário intermitente, do que a uma reversão efetiva do processo de perda florestal iniciado em 1985.

Adicionalmente, o município apresentou, ainda que em menor escala, crescimento da atividade mineradora. A área ocupada por mineração aumentou de aproximadamente 55 hectares no início da década para cerca de 97 hectares em 2010. Embora modesto em termos absolutos, esse acréscimo sinaliza o surgimento de uma incipiente diversificação econômica local, com a mineração assumindo papel complementar ao agronegócio, que permanece como força predominante na configuração territorial.

A trajetória de uso e cobertura da terra em Nova Xavantina, entre 2000 e 2010, reafirma, portanto, a predominância de um modelo de ocupação territorial consolidado e centrado na conversão das formações vegetais nativas para fins produtivos, acentuando a pressão sobre os ecossistemas naturais locais. Essa dinâmica, contudo, também foi observada em outros municípios do estado.

Entre 2000 e 2005, a porção sudoeste do estado também registrou intensificação significativa das atividades agropecuárias. De acordo com Souza et al. (2024), a área dedicada à agricultura anual passou de 4,44% para 6,57%, enquanto as pastagens aumentaram de 19,67% para 22,52%. Paralelamente, a cobertura de vegetação nativa reduziu-se de 71% para 66,16% da superfície regional. Esses dados indicam um padrão generalizado de substituição das formações naturais por sistemas produtivos, confirmando o setor agropecuário como principal motor de transformação do território em diferentes regiões de Mato Grosso.

2010–2023: Pressão persistente e mitigação insuficiente

Entre 2010 e 2023, mesmo com mobilizações e campanhas ambientais em diferentes escalas, como iniciativas de restauração florestal, acordos para a redução do desmatamento e programas de incentivo à conservação que incluíam o estado de Mato Grosso, a cobertura vegetal natural de Nova Xavantina continuou a sofrer alterações significativas. Apesar da relevância dessas ações, elas se mostraram insuficientes para conter a degradação ambiental ou reduzir de forma efetiva a pressão exercida pelo agronegócio na região, realidade observada também em diversos outros municípios mato-grossenses (Oliveira, 2015). Essa tendência é confirmada por Goni et al. (2023), ao indicarem que, nos anos de 2019 e 2020, nove dos dez

municípios com maior perda de vegetação nativa no Centro-Oeste estavam localizados em Mato Grosso.

Após quase quatro décadas de exploração intensa, hoje restam apenas 28,43% de formações savânicas no município. O mapeamento do uso e cobertura do solo revela um declínio contínuo dessas formações: de mais de 341 mil hectares em 1985 para pouco mais de 156 mil hectares em 2023, representando uma perda acumulada de 33,50%. Sem medidas rigorosas de preservação e controle do desmatamento, esse processo tende a persistir, comprometendo irreversivelmente a integridade ecológica local e os serviços ecossistêmicos vitais para a biodiversidade e o bem-estar humano (Abad, 2019).

Parte dos remanescentes vegetais existentes, no entanto, persiste não apenas por ações de conservação, mas também devido a barreiras naturais impostas pelo relevo. O território de Nova Xavantina apresenta um relevo acidentado, caracterizado por planaltos e serras, o que limita a mecanização agrícola e dificulta a conversão da vegetação nativa em áreas produtivas. Essa topografia funciona como um obstáculo físico ao avanço do desmatamento, contribuindo para a preservação de fragmentos de vegetação em zonas de difícil acesso ou com baixa aptidão agrícola (Nápolis et al., 2012).

Enquanto isso, as formações florestais exibem uma discreta recuperação entre 2010 e 2023, com área crescendo de 48.670 para 50.162 hectares. Esse aumento modesto provavelmente reflete maior eficácia de políticas ambientais focadas em fitofisionomias florestais, que contam com regulamentações mais rigorosas que as aplicadas às savânicas. Ainda assim, o incremento não compensa as perdas acumuladas: as formações florestais atualmente ocupam apenas 9,12% do território municipal, contra 15,54% em 1985.

Dados do Relatório Anual de Desmatamento divulgados pela Secretaria de Meio Ambiente (SEMA), apontam que entre 2023 e 2024 Nova Xavantina registrou taxa de desmatamento de 6,21%, sendo 3,58% autorizados e 2,63% ilegais, o que evidencia que a conversão da vegetação nativa permanece constante, por meio de práticas regulares e clandestinas (SEMA, 2024). O aumento das infrações é corroborado pelo crescimento de 550% nas autuações por crimes ambientais no Mato Grosso entre 2019 e 2021 (SEMA, 2022).

Conforme Campos et al. (2025), cerca de 95% do desmatamento de florestas naturais está relacionado à conversão para pastagens e cultivos agrícolas. Em Nova Xavantina, esse padrão se mantém: o recuo da vegetação nativa acompanha a expansão contínua da agropecuária. No município,

a classe de pastagens, que teve forte crescimento nas décadas anteriores, apresentou leve queda na última década, passando de 251.034 para 244.885 hectares, indicando uma modesta reorganização do uso do solo, possivelmente em função da expansão agrícola ou conversão para outros usos. Apesar disso, o município ainda mantém um rebanho bovino significativo, com 387.450 cabeças, além de mais de 77 mil outros animais entre aves, suínos e equinos (IBGE, 2023).

Por sua vez, a classe de mosaico agropecuário cresceu de 7.694 para 10.354 hectares entre 2010 e 2023, sugerindo uma valorização progressiva da agricultura em relação aos sistemas mistos e à pecuária extensiva. A diferença no ritmo de expansão entre pastagens e mosaicos agropecuários reforça a hipótese de uma reorganização nas dinâmicas de uso da terra no município, indicando uma possível valorização crescente da agricultura em relação aos sistemas mistos de produção. Essa reorganização espacial e produtiva pode refletir uma redefinição das prioridades econômicas da região, impulsionada pelas crescentes demandas do mercado por grãos, em detrimento da predominância da pecuária extensiva.

A agricultura, que ocupava 0,18% do território em 1985, avançou para 44.926 hectares em 2010 e superou 66 mil hectares em 2023, representando atualmente cerca de 12,7% do total municipal. Esse crescimento reflete o protagonismo da agricultura na transformação territorial de Nova Xavantina, e reforça o papel do Mato Grosso como principal polo produtor nacional de commodities. Em 2018, o estado liderava a produção de soja no país, com 27,1% da área plantada nacional (Capoane, 2022), e consolidou-se em 2019 como maior produtor agrícola, destacando-se também no algodão, milho e pecuária (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento [MAPA], 2020).

O fortalecimento da agricultura mecanizada e do modelo agropecuário dominante foi decisivo para o aumento do Valor Bruto da Produção (VBP), que saltou de R\$ 34,1 bilhões em 2009 para R\$ 178,5 bilhões em 2019 (Cunha et al., 2024). Esse movimento impulsionou a conversão de vegetação nativa em áreas agrícolas e pastagens em todo o estado, incluindo Nova Xavantina.

Ainda que menor em extensão, a mineração na região também cresceu, ocupando 149 hectares em 2023, equivalente a uma fazenda de médio porte (Cadastro Ambiental Rural [CAR], 2020). O desenvolvimento mineral local é

histórico, remontando ao período colonial e às incursões bandeirantes, com destaque para o "Garimpo do Araés" e a influência da Expedição Roncador-Xingu (Silva et al., 2018; Schneider & de Almeida, 2019).

Por fim, a área urbana de Nova Xavantina cresceu de 5.543 hectares em 2010 para 9.949 hectares em 2023, refletindo o desenvolvimento econômico e investimentos em infraestrutura e serviços. Essa urbanização acompanha o dinamismo dos setores agropecuário, mineral e comercial da região.

Panorama geral de outras classes entre 1985 e 2023

Além das formações vegetais e áreas agropecuárias, outras classes de uso e cobertura do solo, como os corpos d'água, também passaram por transformações notáveis ao longo das últimas quatro décadas em Nova Xavantina. Em 1985, essas áreas somavam aproximadamente 3.365 hectares. Desde então, observa-se uma tendência gradual de redução, com a extensão dos corpos d'água diminuindo para 3.261 hectares em 2000, 3.121 hectares em 2010 e, por fim, 3.053 hectares em 2023.

Embora essa redução, equivalente a cerca de 312 hectares no período analisado, possa parecer modesta em termos absolutos, ela indica alterações persistentes no regime hídrico local, possivelmente associadas à intensificação do uso da terra, à supressão da vegetação ciliar, à compactação do solo e à expansão da agropecuária nas áreas de recarga e nascentes. Tais mudanças podem comprometer significativamente os serviços ecossistêmicos relacionados à regulação hídrica, à manutenção da biodiversidade aquática e à qualidade da água.

A diminuição da superfície hídrica também pode indicar impactos cumulativos de pequenas intervenções antrópicas, como a abertura de estradas, drenagens ou represamentos, que, ao longo do tempo, contribuem para o desbalanceamento dos sistemas naturais. Se a tendência de redução não for revertida por meio de políticas públicas e ações locais de conservação, há risco de comprometimento ainda maior da resiliência ecológica da região, afetando não apenas os ecossistemas aquáticos, mas também a segurança hídrica da população. Esses dados, evidenciados na Tabela 1, reforçam a necessidade de monitoramento contínuo e de medidas de proteção das áreas úmidas remanescentes.

Tabela 1 Evolução temporal da ocupação das classes de uso e cobertura do solo, em hectares (ha) e Porcentagem (%), no município de Nova Xavantina – MT entre 1985 e 2023.

Classes	1985 ha	2000 ha	2010 ha	2023 ha	Porcentagem de ocupação 1985	Porcentagem de ocupação 2023
Formação Florestal	85.685	48.021	48.670	50.162	15,54%	9,12%
Formação Savânica	341.499	211.472	181.168	156.469	61,93%	28,43%
Outras Formações Naturais	7.556	7.165	8.044	8.834	1,37%	1,61%
Mosaico Agropecuário	52.417	11.103	7.694	10.354	9,51%	1,88%
Pastagem	50.383	241.423	251.034	244.885	9,13%	44,50%
Agricultura	1.012	24.035	44.926	66.449	0,18%	12,07%
Área urbanizada	8.354	3.769	5.543	9.949	1,52%	1,81%
Corpos d'água	3.365	3.261	3.121	3.053	0,61%	0,55%
Mineração	32	55	97	149	0,01%	0,03%

Já a classe “Outras Formações Naturais”, que inclui áreas com vegetação esparsa, afloramentos rochosos, campos rupestres ou formações sujeitas a inundações sazonais que não se enquadram nas categorias florestal ou savânica, apresentou comportamento distinto no período. Em 1985, essa classe ocupava cerca de 7.556 hectares, com leve redução em 2000 (7.165 ha), seguida por uma recuperação gradual: 8.044 hectares em 2010 e 8.834 hectares em 2023. Apesar de representar uma fração pequena da área total do município (1,37% em 1985 e 1,61% em 2023), essa variação positiva pode estar relacionada tanto à revegetação natural em áreas anteriormente desmatadas quanto à reclassificação de áreas anteriormente ocupadas com usos instáveis ou temporários.

A estabilidade e até mesmo o crescimento dessa classe ao longo da série histórica indicam a presença de áreas com restrições naturais à conversão agropecuária, como encostas íngremes, solos rasos e ambientes sazonalmente alagáveis. Esses elementos limitam o avanço da mecanização e da substituição da vegetação nativa, favorecendo a permanência dessas formações.

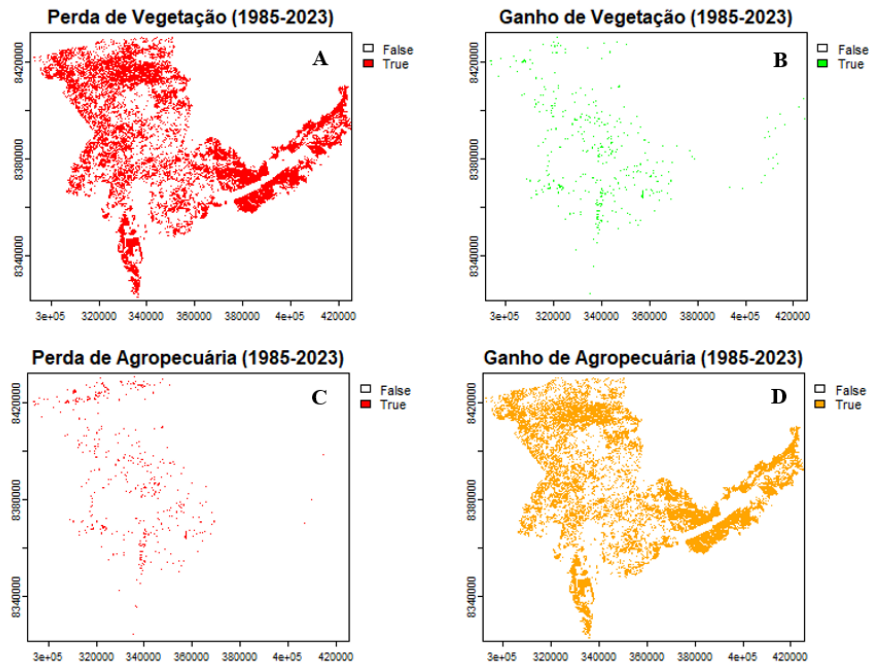
Além disso, a persistência dessas formações pode desempenhar papel ecológico relevante, especialmente na conservação da

biodiversidade local e no fornecimento de serviços ecossistêmicos associados à conectividade de paisagens naturais fragmentadas. Parte dessa dinâmica pode ser atribuída à configuração topográfica do município de Nova Xavantina, caracterizado por um complexo de planaltos e serras (Nápolis et al., 2012), que atua como uma barreira natural ao desmatamento e à expansão agropecuária.

Evolução e transição temporal das classes de uso e cobertura do solo

A análise da dinâmica entre perda e ganho de vegetação frente à expansão das atividades agropecuárias em Nova Xavantina, no período de 1985 a 2023, revela uma correlação direta entre o desmatamento e o avanço da agricultura e pecuária. Nesse intervalo, as áreas ocupadas pelo setor agropecuário aumentaram consideravelmente, enquanto os remanescentes de vegetação natural, sobretudo as formações savânicas e, em menor grau, florestais, apresentaram perdas contínuas. Os processos de regeneração foram pontuais e insuficientes para compensar o volume de cobertura nativa suprimida, evidenciando a predominância da pressão antrópica sobre os ecossistemas locais (Figura 3).

Figura 3 - Mapas de perda e ganho das classes de vegetação e agropecuária no município de Nova Xavantina



entre 1985 e 2023.

Essa tendência fica ainda mais clara por meio da análise das transições temporais entre classes de uso e cobertura do solo, representada no Diagrama de Sankey (Figura 4). Esse recurso visual permite identificar, de forma direta, a conversão sistemática de áreas de vegetação nativa, principalmente savânicas, em pastagens e, em menor escala, em áreas agrícolas.

A fluidez observada nas transições ao longo das décadas revela um processo contínuo de

reorganização da paisagem, com destaque para a transformação de vegetação natural em usos agropecuários, a substituição de pastagem por agricultura, a formação de mosaicos mais nítidos entre essas duas categorias e, pontualmente, a conversão de parcelas do território em áreas de mineração e expansão urbana. Esses padrões reforçam a lógica de reconfiguração territorial impulsionada pelo crescimento do setor produtivo em detrimento da conservação ambiental.

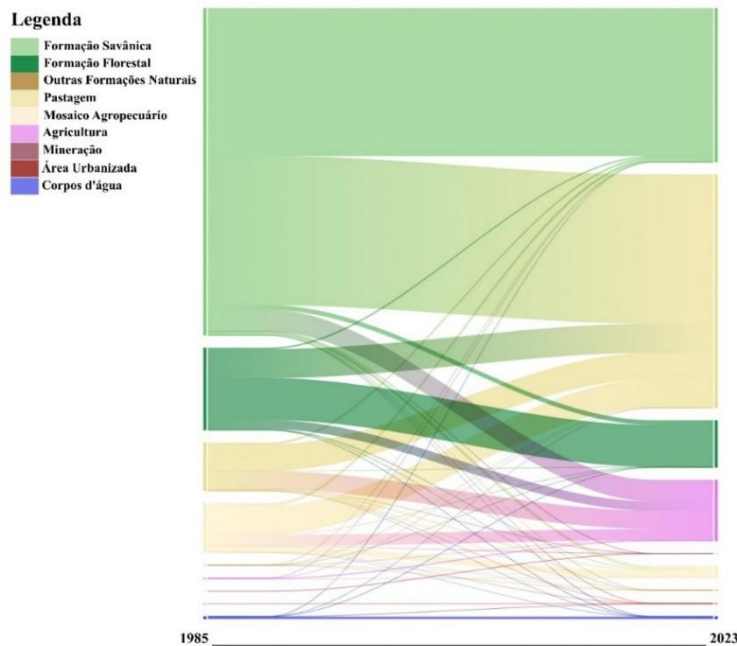


Figura 4 - Transição temporal das classes de uso e ocupação do solo a partir da análise de um Diagrama de Sankey.

Impactos das mudanças no uso e cobertura do solo em Mato Grosso como indicadores ambientais de riscos aos ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos de Nova Xavantina

As mudanças no uso e cobertura da terra configuram um dos principais vetores do avanço do desmatamento no Brasil, especialmente em regiões de fronteira agrícola da Amazônia (Santos et al., 2024). Esse processo contribuiu para a consolidação do país como um dos maiores fornecedores globais de madeira, resultado, em grande parte, da exploração madeireira predatória e da subsequente conversão dessas áreas em outras classes de uso (Franca et al., 2023).

Conforme apontado por Zaiatz et al. (2018), áreas inicialmente desmatadas tendem a ser ocupadas, num primeiro momento, por pastagens, sendo posteriormente convertidas em lavouras. Tal dinâmica caracteriza um ciclo de expansão agropecuária impulsionado por políticas de ocupação e pela crescente demanda por commodities agrícolas. Esse padrão de conversão sucessiva da paisagem natural evidencia o papel estratégico do uso da terra na dinâmica de degradação ambiental e na redução da funcionalidade ecológica dos ecossistemas afetados.

Esse padrão de conversão sucessiva da paisagem natural evidencia o papel estratégico do uso da terra na dinâmica de degradação ambiental e na redução da funcionalidade ecológica dos ecossistemas afetados. Alves et al. (2024) apontam que a substituição de ecossistemas naturais por atividades agropecuárias ocorre tanto por meio do desmatamento direto de áreas florestais quanto pela supressão de formações não florestais, como as savanas. Esse processo implica na eliminação progressiva da vegetação nativa e na consolidação de uma paisagem cada vez mais dominada por usos antrópicos, marcando uma transição contínua e abrangente dos ambientes naturais para sistemas produtivos simplificados.

No bioma Cerrado, esse processo se revela de forma particularmente intensa. As alterações no uso e cobertura do solo têm provocado impactos significativos nos ecossistemas naturais e na provisão de serviços ecossistêmicos. Segundo dados do Relatório Anual de Desmatamento (RAD), o bioma superou a Amazônia em taxa de desmatamento em 2023, com um aumento de 67,7% e a perda de mais de 1,11 milhão de hectares de vegetação nativa. Tais alterações refletem um padrão histórico de negligência na conservação das formações savânicas, que concentraram 75,9% do total desmatado desde 2020. Este cenário é particularmente relevante para o estado de Mato

Grosso, que figura entre os cinco estados brasileiros com as maiores taxas de desmatamento. No mesmo ano, o estado apresentou uma velocidade média de desmatamento de 442,1 hectares por dia, evidenciando o avanço das pressões antrópicas sobre a vegetação nativa (MapBiomas, 2023).

A partir desse panorama estadual, observa-se que a dinâmica de uso do solo no Cerrado mato-grossense, onde se insere o município de Nova Xavantina, sofreu intensas transformações entre 2000 e 2016. Nesse período, as áreas de floresta e campos nativos apresentaram redução de 16,5% e 22%, respectivamente, enquanto a expansão das monoculturas alcançou 111,1% e as pastagens cresceram 14,9% (Bonanomi et al., 2019). Essas mudanças intensificaram a fragmentação dos ecossistemas e comprometeram a regulação de processos ecológicos essenciais, como a estabilidade térmica e a retenção hídrica.

Alterações térmicas decorrentes da substituição da vegetação nativa por áreas agrícolas e de pastagem também foram evidenciadas em estudos realizados na região sul de Mato Grosso. Fausto et al. (2016) identificaram elevação de até 8,7°C na temperatura média do solo em áreas expostas, em comparação com áreas vegetadas. Esse padrão foi reforçado por Angelini et al. (2017), que observaram redução de até 60% na evapotranspiração em áreas desmatadas, associada ao aumento do fluxo de calor sensível.

Na borda sul da Amazônia, as mudanças climáticas associadas à conversão do uso do solo já vêm alterando a estrutura dos ecossistemas florestais. Flores et al. (2024) projetam um agravamento da sazonalidade das precipitações e elevação da temperatura média até 2050. Já Tavares et al. (2023) apontam que fragmentos florestais localizados em Nova Xavantina operam além da sua capacidade ecológica, devido ao estresse hídrico crescente. A vulnerabilidade das espécies florestais também foi confirmada por Esquivel-Muelbert et al. (2020), que registraram uma taxa média de mortalidade de árvores de 2,8% ao ano na borda sul do bioma. Em complemento, Tiwari et al. (2020) identificaram temperaturas superiores a 40°C em florestas locais, afetando a tolerância térmica foliar das espécies. Por outro lado, Docherty et al. (2022), em estudo na região norte da Amazônia, não observaram variações significativas na sensibilidade térmica média, embora tenham registrado enfraquecimento na tolerância fisiológica ao calor, sugerindo uma diferenciação regional nos impactos.

Dentro desse contexto, Marimon et al. (2020) identificaram, entre 1997 e 2019, uma tendência crescente de aumento nas temperaturas e

déficits hídricos cada vez mais severos na região de Nova Xavantina, impactando diretamente a regeneração natural das formações florestais monodominantes de *Brosimum rubescens*. Embora os autores não tenham detectado evidências claras de perturbações antrópicas locais durante esse período, os impactos ecológicos observados reforçam a hipótese de que as mudanças regionais na cobertura da terra podem comprometer, de forma indireta, a resiliência dos ecossistemas remanescentes, manifestando-se em aumentos de temperatura e redução da precipitação mesmo em áreas preservadas.

Essa hipótese encontra respaldo nos dados de uso e cobertura da terra apresentados neste estudo. Entre 1985 e 2023, a região do município sofreu uma redução acumulada de 6,42% nas áreas florestais e de 33,5% nas formações savânicas. A coincidência temporal com o período analisado pelos autores reforça a interpretação de que a remoção cumulativa da vegetação nativa não apenas promove alterações diretas na paisagem, mas também exerce efeitos indiretos e de longo alcance sobre a resiliência e o funcionamento dos ecossistemas remanescentes, contribuindo para padrões de estresse hídrico e térmico mesmo em áreas ainda relativamente preservadas.

A intensificação do desmatamento compromete também a capacidade das florestas em atuar como sumidouros de carbono. Brienen et al. (2015) já alertavam para esse declínio na capacidade de sequestro de carbono, agravado por pressões antrópicas e mudanças climáticas (Esquivel-Muelbert, 2020; Tavares et al., 2023). Gatti et al. (2023), por exemplo, identificaram aumentos expressivos na média de emissões de carbono provenientes de ecossistemas florestais. Segundo os autores, esse crescimento está intimamente ligado à expansão das áreas desmatadas e queimadas na região. Don et al. (2010) observaram perdas significativas nos estoques de carbono no solo em áreas convertidas para agricultura (-25%) e pastagens (-12%).

No bioma Cerrado, os efeitos da conversão de vegetação natural para uso agropecuário também são evidentes. Quintão et al. (2021) estimaram que, entre 2000 e 2016, cerca de 1,3 bilhão de toneladas de CO₂ foram emitidas devido à conversão de formações naturais. Além disso, Meyer et al. (2020) e Pedrinho et al. (2023) demonstraram que a substituição por pastagens impacta a diversidade microbológica do solo, prejudicando a ciclagem de carbono. Estudo conduzido por Resende e Rosolen (2013) no Cerrado mineiro confirmou alterações no teor de carbono total do solo em áreas convertidas para pastagens, padrão que também se aplica à paisagem

de Nova Xavantina, onde a expansão das pastagens tem sido um dos principais vetores de transformação.

Outro aspecto relevante é o efeito de borda causado por desmatamentos próximos à vegetação remanescente. Segundo Anderegg et al. (2019), áreas de borda próximas a pastagens apresentam taxa de mortalidade arbórea até 33% superior às áreas internas de floresta, devido à maior variabilidade climática e limitação hídrica. Esses impactos estendem-se também à provisão de serviços ecossistêmicos hídricos. Reygadas et al. (2023) registraram reduções nas taxas de precipitação e evapotranspiração em áreas degradadas da Amazônia.

Estudos similares em áreas de Cerrado apontam que a conversão da vegetação savânica reduz a capacidade de infiltração dos solos (Strassburg et al., 2020), altera os padrões de precipitação (Spera et al., 2020) e aumenta o escoamento superficial, agravando o assoreamento de corpos d'água (Oliveira et al., 2021). Jankowski et al. (2021), ao analisarem nascentes no sul de Mato Grosso, constataram que a intensificação agrícola compromete fluxos ecológicos fundamentais, como a ciclagem de nutrientes e o armazenamento de matéria orgânica.

No município de Juína, Santos et al. (2024) identificaram uma redução de 8,7% na disponibilidade hídrica entre 1996 e 2021, atribuída à perda de vegetação ciliar. Esse padrão também foi verificado em Nova Xavantina, onde o mapeamento de cobertura do solo revelou redução da área ocupada por corpos hídricos de 0,61% em 1985 para 0,55% em 2023, indicando possível correlação com a degradação da vegetação ribeirinha.

Nas áreas urbanas, a ausência de infraestrutura adequada agrava ainda mais esses impactos. Zeilhofer et al. (2010) destacaram a degradação de córregos urbanos em Cuiabá, vinculando a qualidade da água ao crescimento populacional e à falta de tratamento de esgoto, com consequências mais severas para populações em situação de vulnerabilidade socioeconômica. A intensificação de eventos climáticos extremos, como secas prolongadas, também é impulsionada pelo desmatamento (Silvério et al., 2015). Comunidades de baixa renda, que dependem diretamente de recursos naturais, são as mais afetadas por essas perdas (Daw et al., 2011).

Paralelamente aos impactos ambientais, a expansão do modelo agropecuário em Mato Grosso também promoveu conflitos socioeconômicos, inclusive dentro do próprio meio rural, especialmente para a agricultura familiar. Segundo Goñi et al. (2023), à medida que grandes

empreendimentos agropecuários avançam sobre áreas anteriormente ocupadas por vegetação nativa, pequenos produtores enfrentam processos de marginalização territorial e produtiva, sendo frequentemente relegados ao arrendamento de terras ou à inserção subordinada nas cadeias do agronegócio. Essa dinâmica contribui para o desmonte de sistemas produtivos tradicionais, dificulta o acesso a políticas públicas, compromete a segurança alimentar local e aprofunda desigualdades socioeconômicas. Em regiões onde a agricultura familiar se retrai, observa-se também o declínio de indicadores sociais, revelando uma correlação preocupante entre degradação ambiental e vulnerabilidade socioeconômica no meio rural.

Em Nova Xavantina, Abad (2019) identificou que mais de 50% das famílias que dependem dos serviços ecossistêmicos são compostas por populações de baixa renda. O estudo destaca a importância do Parque Municipal do Bacaba (PMB), cuja vegetação circundante tem sido degradada por práticas de uso do solo, como a expansão de pastagens. Essa degradação compromete a qualidade da água, a biodiversidade e os recursos florestais utilizados pela população local. Apesar de sua importância ecológica, o PMB representa apenas uma pequena fração do território municipal (492 hectares). Os dados de mapeamento mostram perdas de 33,5% na vegetação savânica e 6,42% na vegetação florestal ao longo das últimas décadas, evidenciando o avanço da degradação para além dos limites da unidade de conservação.

Mesmo quando o uso agropecuário é interrompido, o processo de recuperação das áreas degradadas se mostra lento e incerto. Peixoto et al. (2017), ao estudarem uma área em sucessão no PMB, observaram que após 22 anos de regeneração, a biomassa permanecia 50% inferior à de áreas preservadas. Esses dados indicam que os impactos da conversão da vegetação nativa sobre os serviços ecossistêmicos podem perdurar por décadas, mesmo diante de tentativas de restauração.

Conclusão

A vegetação nativa de Nova Xavantina desempenha um papel central na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos essenciais. No entanto, a conversão acelerada do uso do solo tem comprometido a integridade ecológica da região, evidenciando a vulnerabilidade dos ecossistemas florestais e savânicos diante da expansão agropecuária. Os resultados do mapeamento indicam que as transformações da paisagem não apenas afetam a área total do município, mas também refletem um

padrão mais amplo de degradação no sul de Mato Grosso, com implicações para a estabilidade ambiental e os processos ecossistêmicos.

A adoção de políticas públicas eficazes, aliada à valoração dos serviços ecossistêmicos, como o estoque de carbono, e um planejamento mais sustentável no uso da terra, com a utilização de pastagens abandonadas em áreas agricultáveis, surgem como estratégias fundamentais para conter o avanço da conversão da cobertura natural em Nova Xavantina e nos demais municípios de Mato Grosso. Mecanismos financeiros voltados à conservação podem incentivar pequenos produtores a manter áreas de vegetação nativa, conciliando produtividade com preservação ambiental. Além disso, a ampliação de unidades de conservação e o envolvimento das comunidades locais são medidas essenciais para assegurar um modelo de desenvolvimento que integre a sustentabilidade ambiental e o bem-estar socioeconômico da região.

Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPEMAT pelo financiamento do projeto (FAPEMAT.0203100/2021) e pela bolsa de estudos concedida ao primeiro autor; à CAPES pelo apoio financeiro concedido, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) *Campus Nova Xavantina*.

Referências

- ABAD, J. C. S. (2019). Abordagens em múltiplas escalas sobre serviços ecossistêmicos no sul da Amazônia Legal Brasileira, região de transição Amazônia/Cerrado (Tese de Doutorado). Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina. <https://portal.unemat.br/media/files/dout-2015-juan-abad.pdf>
- Almeida, C., Silva, D., Messias, C. G., Soler, L. S., Gusmão, L. H., Maurano, L. E. P., Souza, T., Soares, I., Barradas, D., Cunha, I. P., Bastos, E., Belluzo, A., Quadros, C., Pechini, B., Pinheiro, F., & Silva, L. J. (2022). Mapping natural non-forest vegetation removal in the Brazilian Amazon – A pilot project. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLIII-B3, 1341–1348. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIII-B3-2022-1341-2022>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

- Alves, L. L. P., Neves, S. M. A. S., Rodrigues, L. C., & Kreitlow, J. P. (2024). Estado de conservação da paisagem no município mato-grossense de Juara, Brasil. *Caminhos de Geografia*, 25(97), 1–20. <https://doi.org/10.14393/RCG259762486>
- Anderegg, W. R. L., Anderegg, L. D. L., Kerr, K. L., & Trugman, A. T. (2019). Widespread drought-induced tree mortality at dry range edges indicates that climate stress exceeds species' compensating mechanisms. *Global Change Biology*, 25, 3793–3802.
- Angelini, L. P., Silva, P. C. B. S., & Fausto, M. A. (2017). Balanço de energia nas condições de mudanças de uso do solo na região sul do estado de Mato Grosso. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 32(3), 353–363.
- Bonanomi, J., Tortato, F. R., Gomes, R. S. R., Penha, J. M., Bueno, A. S., & Peres, C. A. (2019). Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(1), 26–31. DOI: 10.1016/j.pecon.2018.12.002
- Bonini, I., Marimon-Junior, B. H., & Matricardi, E. (2018). Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. *Forest Ecology and Management*, 414, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.038>
- Brasil. (1970). Decreto-Lei nº 1.106, de 16 de junho de 1970. Dispõe sobre o Programa de Integração Nacional. *Diário Oficial da União*.
- Brasil. (1971). Decreto-Lei nº 1.179, de 6 de julho de 1971. Cria o Programa de Redistribuição de Terras e de Estímulo à Agroindústria do Norte e Nordeste (PROTERRA). *Diário Oficial da União*.
- Brienen, R. J. W., Phillips, O. L., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Baker, T. R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S. L., Vásquez Martínez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L. E. O. C., Araujo-Murakami, A., Arets, E. J. M. M., Arroyo, L., Aymard C., G. A., ... Zagt, R. J. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519, 344–348. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature14283>
- Brito, F. L., & Pereira, C. C. (2015). (Re)ocupação de terras e política agrária no Mato Grosso (Brasil): Um resgate histórico (1937–1985). *Revista de História da UEG – Anápolis*, 4(1), 119–135.
- Campos, L. A., Oliveira, A. K. M., & Baio, S. P. S. (2025). Dinâmica da cobertura e uso da terra no Vale do Arinos, Mato Grosso, 1990 a 2020. *Geografia*, 50(1).
- Capoane, V. (2022). Expansão da fronteira agrícola no estado de Mato Grosso entre os anos de 1988 e 2018. *Caderno Prudentino de Geografia*, 44(1), 73–98.
- CAR Embrapa Territorial. (2020). Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural.
- Castagna, D., Souza, A. P. de, Vendrusculo, L. G., Zolin, C. A., & Santos, C. R. dos. (2024). Risco de desmatamento em áreas de Cerrado brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 17(1), 199–212.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28(A), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Csillik, O., Keller, M., Longo, M., Ferraz, U. M., Rangel Pinagé, E., Görgens, E. B., Ometo, J. P., Silgueiro, V., Marrom, D., Duffy, P., Cushman, K. C., & Saatchi, S. (2024). A large net carbon loss driven by anthropogenic and natural disturbances in the Amazon Arc of Deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 121(33), e2310157121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2310157121>
- Cunha, R. C. C., Espíndola, C. J., & Farias, F. R. (2024). A geoeconomia dos agronegócios no Brasil: desempenho produtivo e territorial da produção de soja no estado do Mato Grosso pós-2003.
- Daw, T., Brown, K., Rosendo, S., & Pomeroy, R. (2011). Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4), 370–379. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000506>
- Docherty, E. M., Gloor, E., Sponchiado, D., Gilpin, M., Pinto, C. A. D., Junior, H. M., Coughlin, I., Ferreira, L., Junior, J. A. S., da Costa, A. C. L., Meir, P., & Galbraith, D. (2022). Long-term drought effects on the thermal sensitivity of Amazon forest trees. *Plant, Cell & Environment*, 46, 185–198. <https://doi.org/10.1111/pce.14465>
- Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2010). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17, 1658–1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>

- Esquivel-Muelbert, A., Philips, O. L., Brienen, R. J. W., Fauset, S., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Chao, K.-J., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Higuchi, N., Houwing-Duistermaat, J., Lloyd, J., Liu, H., Malhi, Y., Marimon, B., Marimon-Junior, B. H., Monteagudo-Mendoza, A., Poorter, L., Silveira, M., ... Galbraith, D. (2020). Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*, 11, 5515. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>
- Fearnside, P. M. (2001). Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28(1), 23–38.
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology*, 19(3), 680–688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>
- Fearnside, P. M. (2017). Deforestation of the Brazilian Amazon. In H. von Storch (Ed.), *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>
- Ferreira, K. R., Guzzo, E. C., Ugalde, J. J. V. T., Vaz-de-Mello, F. Z., Correa, C. M. A., & Salomão, R. P. (2025). Landscape shifts challenge the maintenance of Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) communities in the Amazon deforestation arc. *Journal of Insect Conservation*, 29, 36. <https://doi.org/10.1007/s10841-025-00671-x>
- Ferreira, R. B., Parreira, M. R., Nabout, J. C. (2021). The impact of global climate change on the number and replacement of provisioning ecosystem services of Brazilian Cerrado plants. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(11), 731. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09529-6>
- Flores, B. M., Montoya, E., Sakschewski, B., Nascimento, N., Staal, A., Betts, R. A., Levis, C., Lapola, D. M., Esquivel-Muelbert, A., Jakovac, C., Nobre, C. A., Oliveira, R. S., Borma, L. S., Nian, D., Boers, N., Hecht, S. B., ter Steege, H., Arieira, J., Lucas, I. L., ... Hirota, M. (2024). Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature*, 626, 555–564. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0>
- Franca, C. S. S., Persson, U. M., Carvalho, T., & Lentini, M. (2023). Quantifying timber illegality risk in the Brazilian forest frontier. *Nature Sustainability*, 6, 1485–1495. <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01189-3>
- Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Domingues, L. G., Cassol, H. L. G., Tejada, G., Aragão, L. E. O. C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A. H., Corrêa, S. M., Anderson, L., Von Randow, C., Correia, C. S. C., Crispim, S. P., & Neves, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, 595(7867), 388–393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>
- Gatti, L. V., Cunha, C. L., Marani, L., Cassol, H. L. G., Messias, C. G., Arai, E., Denning, A. S., Soler, L. S., Almeida, C., Setzer, A., Domingues, L. G., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Correia, C. S. C., Tejada, G., Neves, R. A. L., Rajao, R., Nunes, F., ... Borma, F. M. (2023). Increased Amazon carbon emissions mainly from decline in law enforcement. *Nature*, 621, 318–323. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06390-0>
- Goñi, L. M., Lima, M. T. D., & Sturza, J. A. I. (2023). Efeitos da expansão do agronegócio na agricultura familiar no Mato Grosso: Análise multivariada. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 12(24), 104–120.
- Haddad, E. A., Araújo, I. F., Feltran-Barbieri, R., Perobelli, F. S., Rocha, A., Sass, K. S., & Nobre, C. A. (2024). Economic drivers of deforestation in the Brazilian Legal Amazon. *Nature Sustainability*, 7, 1141–1148. <https://doi.org/10.1038/s41893-024-01387-7>
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>
- Heck, C. R. (2021). A expansão produtiva agropecuária no estado de Mato Grosso e seus impactos fundiários e ambientais a partir dos anos 2000. *Informe GEPEC*, 25(2), 62–84.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2023). Pesquisa de Pecuária Municipal (PPM). Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2019). Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil. IBGE.
- Instituto Matogrossense de Economia Agropecuária. (2025). Agronegócio no Brasil e no Mato Grosso. IMEA.
- Jankowski, K. J., Deegan, L. A., Neill, C., Sullivan, H. L., Ilha, P., Maracahipes-Santos, L., Marques, N., & Macedo, M. N. (2021). Land use change influences ecosystem function in headwater streams of the lowland Amazon Basin. *Water*, 13(12), 1667. <https://doi.org/10.3390/w13121667>
- Josiane de Brito Gomes dos Santos, Nunes, M. L. A., Neves, S. M. A. da, Lemos, C. M. G., & Hacon, S. S. (2024). Mudanças no uso e

- cobertura da terra e os seus impactos nos serviços ecossistêmicos e na saúde humana no município de Juína, Amazônia Meridional. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 17(6), 4177–4205.
- Kohlhepp, G., & Blumenschein, M. (2000). Brasileiros sulistas como atores da transformação rural no Centro-Oeste brasileiro: O caso de Mato Grosso. *Revista Território*, 5(8), 47–66.
- Macedo, M. N., DeFries, R. S., Morton, D. C., Stickler, C. M., Galford, G. L., & Shimabukuro, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(4), 1341–1346.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2020). *Projeções do agronegócio: Brasil 2019/2020 a 2029/2030*.
- MAPBIOMAS. (2023). *Relatório anual de desmatamento*. Alerta MapBiomias.
- Mapeamento Anual da Cobertura e Uso da Terra no Brasil. (2023). *Relatório anual de desmatamento: Alerta MapBiomias*. <https://mapbiomas.org>
- arengo, J. A., Souza-Junior, C. M., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R. A., Alves, L. M., & Soares, W. R. (2018). Changes in climate and land use over the Amazon region: Current and future variability and trends. *Frontiers in Earth Science*, 6, 228. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Fagg, C. W., Marimon-Junior, B. H., Umetsu, R. K., Oliveira-Santos, C., Morandi, P. S., Lima, H. S., & Nascimento, A. R. T. (2012). Monodominance in a forest of *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): Structure and dynamics of natural regeneration. *Acta Oecologica*, 43, 134–139. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.07.001>
- Marimon, B. S., Lima, E. S., Duarte, T. G., Chierogatto, L. C., & Ratter, J. A. (2006). Observações sobre a vegetação do nordeste de Mato Grosso, Brasil. IV. Uma análise do ecótono cerrado–floresta amazônica. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(3), 323–341. <https://doi.org/10.1017/S0960428606000576>
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., Lopez-Gonzalez, G., Lloyd, J., Franczak, D. D., de Oliveira, E. A., Maracahipes, L., Miguel, A., Lenza, E., & Phillips, O. L. (2014). Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology & Diversity*, 7(1–2), 281–292. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., Lopez-Gonzalez, G., Lloyd, J., Franczak, D. D., de Oliveira, E. A., Maracahipes, L., Miguel, A., Lenza, E., & Phillips, O. L. (2014). Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology & Diversity*, 7(1–2), 281–292. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>
- Marimon, B. S., Oliveira-Santos, C., Marimon-Junior, B. H., Elias, F., Oliveira, E. A., Morandi, P. S., Prestes, N. C. C. dos S., Mariano, L. H., Pereira, O. R., Feldpausch, T. R., & Phillips, O. L. (2020). Drought generates large, long-term changes in tree and liana regeneration in a monodominant Amazon forest. *Plant Ecology*, 221, 733–747. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01047-8>
- Marimon, B. S., Oliveira-Santos, C., Marimon-Junior, B. H., Elias, F., de Oliveira, E. A., Morandi, P. S., Prestes, N. C. C. S., Mariano, L. H., Pereira, O. R., Feldpausch, T. R., & Phillips, O. L. (2020). Drought generates large, long-term changes in tree and liana regeneration in a monodominant Amazon forest. *Plant Ecology*, 221(12), 1121–1135. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01047-8>
- Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A. T., Mews, H. A., & Colli, G. R. (2019). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 28(9), 2327–2343. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>
- Mews, H. A., Marimon, B. S., Pinto, J. R., Silvério, D. V. (2011). Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 25(4), 845–857. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000400011>
- Meyer, K. M., Morris, A. H., Webster, K., Klein, A. M., Kroeger, M. E., Meredith, L. K., Brændholt, A., Nakamura, F., Venturini, A., Souza, L. F. de, Shek, K. L., Danielson, R., van Haren, J., Camargo, P. B. de, Tsai, S. M., Dini-Andreote, F., Mauro, J. M. S. de, Barlow, J., Berenguer, E., ... Bohannan, B. J. M. (2020). Belowground changes to community structure alter methane-cycling dynamics in Amazonia. *Environment International*, 145, 106131. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106131>

- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2020). *Projeções do agronegócio: Brasil 2019/2020 a 2029/2030*.
- Moraes, J. P. (2018). Expedition to Mato Grosso, 1947: Geography, landscape and recollection. *Eixo Roda*, 27(3), 199–220.
- Moreno, G. (2005). Políticas e estratégias de ocupação. In G. Moreno & T. C. S. Higa (Orgs.), *Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente* (pp. 34–51). Cuiabá: Entrelinhas.
- Moreno, G. (2007). *Terra e poder em Mato Grosso: política e mecanismos de burla, 1892–1992*. Cuiabá: EdUFMT: Entrelinhas.
- Moreno, G. (2017). Mato Grosso integra-se à economia nacional. In G. Moreno & T. C. S. Higa (Orgs.), *Geografia de Mato Grosso: território, sociedade, ambiente* (2ª ed., rev. atual., pp. xx–xx). Cuiabá: Entrelinhas.
- Mota-Junior, E. R., Tretin, C. B., & Silva, E. B. da. (2023). Expansão de fronteiras agrícolas e transformações no uso e cobertura da terra em áreas circunvizinhas a terras indígenas no sudeste mato-grossense. *Caminhos de Geografia*, 24(91), 272–286.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nápolis, P. M. M., Rossete, A. N., Sato, M. T., & outros. (2012). Caracterização socioambiental da bacia hidrográfica do Rio das Mortes (MT). In J. E. Santos, C. J. Silva, & L. E. Moschini (Orgs.), *Paisagem, biodiversidade e cultura* (pp. 59–84). São Carlos: RiMa Editora.
- Nascimento, L. J. do, & Zolin-Vesz, F. (2020). Marcha rumo à Amazônia: A relação criador/criatura no discurso de fundação da Gleba Celeste, em Mato Grosso. *Organon*, 35(70), 1–17. <https://doi.org/10.22456/2238-8915.103610>
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-Filho, B., Merry, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: Prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 1737–1746. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0036>
- Nobre, C. A., & Borma, L. de S. (2009). ‘Tipping points’ for the Amazon forest. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(1), 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.07.003>
- Oliveira, I. (2018). Conquistando o oeste: Amazônia Legal Brasileira e o caso de Nova Xavantina/MT. *Fronteiras: Revista de História*, 17 (30), 248–272. <https://www.researchgate.net/publication/324111791>
- Oliveira, N. A. (2015). “Conquistando o Oeste”: Amazônia Legal brasileira e o caso de Nova Xavantina/MT. *Fronteiras: Revista de História*, 17(30), 248–272.
- Oliveira, Y. F., Oliveira, C. M., & Frizzas, M. R. (2021). Changes in land use affect dung beetle communities but do not affect ecosystem services in the Cerrado of Central Brazil. *Ecological Entomology*. <https://doi.org/10.1111/een.13034>
- Oliveira, Y. F., Oliveira, C. M., & Frizzas, M. R. (2021). Changes in land use affect dung beetle communities but do not affect ecosystem services in the Cerrado of Central Brazil. *Ecological Entomology*, 46, 973–987. <https://doi.org/10.1111/een.13034>
- Pedrinho, A., Mendes, L. W., do Rêgo Barros, F. M., Merloti, L. F., Martins e Martins, M., Cotta, S. R., Andreote, F. D., & Tsai, S. M. (2023). Impacts of deforestation and forest regeneration on soil bacterial communities associated with phosphorus transformation processes in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators*, 146, 109779. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109779>
- Peixoto, K. S., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Elias, F., de Farias, J., Freitag, R., Mews, H. A., das Neves, E. C., Prestes, N. C. C. S., & Malhi, Y. (2017). Unravelling ecosystem functions at the Amazonia-Cerrado transition: II. Carbon stocks and CO₂ soil efflux in cerradão forest undergoing ecological succession. *Acta Oecologica*, 82, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2017.05.010>
- Picoli, M. C. A., Rorato, A., Leitão, P., et al. (2020). Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in Mato Grosso—Brazil from 2001 to 2017. *Land*, 9, 20. <https://doi.org/10.3390/land9010020>
- Quintão, J. M. B., Cantinho, R. Z., Albuquerque, E. R. G. M., Maracahipes, L., & Bustamante, M. M. C. (2021). Mudanças do uso e cobertura da terra no Brasil, emissões de GEE e políticas em curso. *Ciência e Cultura*, 73(1). <https://doi.org/10.21800/2317-66602021000100004>
- Reflexões sobre a geopolítica e a logística da soja na Amazônia. (2007). In W. M. Costa, B. K. Becker, & D. S. Alves (Orgs.), *Dimensões*

- humanas da biosfera-atmosfera na Amazônia. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Resende, F. M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L., & Loyola, R. (2019). Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*, 234, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>
- Resende, F. M., Cimon-Morin, J., Poulin, M., Meyer, L., Joner, D. C., & Loyola, R. (2021). The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosystem Services*, 49, 101282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>
- Resende, T. M., & Rosolen, V. (2013). Impactos da conversão de uso e manejo do solo do cerrado utilizando dados de carbono total e isotópico. *GEOUSP - Espaço e Tempo*, 33, 39–52.
- Reygadas, Y., Spera, S. A., & Salisbury, D. S. (2023). Effects of deforestation and forest degradation on ecosystem service indicators across the Southwestern Amazon. *Ecological Indicators*, 147, 109996. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109996>
- Rosa, J. C. da. (2018). Colonização recente no Mato Grosso entre 1964–1984: Antigas terras e territórios transformados em novos espaços. In C. Rodrigues & V. J. Neto (Orgs.), *Nova História do Mato Grosso Contemporâneo* (pp. xx–xx). Cuiabá: EdUFMT.
- Rossoni, R. A., & Moraes, M. L. de. (2020). Agropecuária e desmatamento na Amazônia Legal Brasileira: Uma análise espacial entre 2007 e 2017. *Geografia em Questão*, 13(3), 130–148.
- Santos, A. F. R., & Regis, A. H. de P. (2023). A participação da produção agrícola na economia do estado de Mato Grosso e a relação com os índices de desmatamento: Entre os anos de 2011 a 2018. *Revista de Ciência Política, Direito e Políticas Públicas – Politi(k)con*, 5, jul/dez. [https://doi.org/10.30681/politi\(k\)con.v5i1](https://doi.org/10.30681/politi(k)con.v5i1)
- Santos, D. A., Lopes, T. R., Damaceno, F. M., & Duarte, S. N. (2024). Evaluation of deforestation, climate change and CO2 emissions in the Amazon biome using the Moran Index. *Journal of South American Earth Sciences*, 143, 105010. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.105010>
- Santos, J. B. G. dos, Nunes, M. L. A., Neves, S. M. A. S., Lemos, C. M. G., & Hacon, S. S. (2024). Mudanças no uso e cobertura da terra e os seus impactos nos serviços ecossistêmicos e na saúde humana no município de Juína, Amazônia Meridional. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 17(6), 4177–4205. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.6.p4177-4205>
- Schneider, A. L., & Almeida, T. F. (2019). Expedição Roncador-Xingu: (Novos e velhos) bandeirantes na conquista da Fronteira Oeste. *Revista de Ciências Sociais*, 49(3), 243–287.
- Schüler, J., & Bustamante, M. M. C. (2022). Planejamento espacial para restauração no Cerrado: equilibrando as compensações entre conservação e agricultura. *Journal of Applied Ecology*, 59(8), 2616–2626. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14262>
- SEMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente. (2022). Mato Grosso aumenta em 550% autuação a crimes ambientais nos últimos três anos. Governo do Estado de Mato Grosso.
- SEMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente. (2024). Boletim nº 03/CGMA/SRMA/SAGA/SEMA-MT/2024. Governo do Estado de Mato Grosso.
- Silva Junior, C. H. L., Pessôa, A. C. M., Carvalho, N. S., Reis, J. B. C., Anderson, L. O., & Aragão, L. E. O. C. (2021). The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution*, 5, 144–145. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>
- Silva, A. K., Horita, F. H. S., & Holsbach, H. L. A. (2023). (In)eficiência da responsabilidade administrativa em decorrência do desmatamento por uso da agricultura do estado do Mato Grosso. *Revista Mato-Grossense de Direito*, 2(1), 184–198.
- Silva, E. F., Melo, C. E., & Vênere, P. C. (2007). Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no baixo Rio das Mortes, Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2), 482–492. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000200029>
- Silva, M. F. da, Santos, D. R. V. dos, & Souza, J. L. (2018). Geologia e recursos minerais das folhas Nova Xavantina (SD.22-Y-B-) e Placa Ativa (SD.22-Y--). CPRM. ISBN 978-85-7499-376-8.
- Silva, M. F. da, Santos, D. R. V. dos, & Souza, J. L. (2018). Geologia e recursos minerais das Folhas Nova Xavantina (SD.22-Y-B-) e Placa Ativa (SD.22-Y--). CPRM. <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/20810>
- Silvério, D. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2015). Surface fire drives short-term changes in the vegetative phenology of woody species in a Brazilian savanna. *Biota Neotropica*, 15(3), e20140077. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0077>

- Siqueira, P. P., Oliveira, P. T. S., Bressiani, D., Meira Neto, A. A., & Rodrigues, D. B. B. (2021). Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 37, 100931. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100931>
- Sodr e, R. (2023). O agronegócio e a redefini o do segmento de rede urbana mato-grossense. *Geotemas*, 13, e02316.
- Souza, C. M., Jr., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., G. Ferreira, L., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Spera, S. A., Winter, J. M., & Partridge, T. F. (2020). Brazilian maize yields negatively affected by climate after land clearing. *Nature Sustainability*, 3, 845–852. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0560-3>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., Scaramuzza, C. A. de M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., Scaramuzza, C. A. M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Tavares, J., Oliveira, R. S., Mencuccini, M., Signori-M ller, C., Pereira, L., Diniz, F. C., Gilpin, M., Marca Zevallos, M. J., Salas Yupayccana, C. A., Acosta, M., Pérez Mullisaca, F. M., Barros, F. V., Bittencourt, P., Jancoski, H., Scalon, M. C., Marimon, B. S., Oliveras Menor, I., Marimon Jr, B. H., Fancourt, M., ... Galbraith, D. R. (2023). Basin-wide variation in tree hydraulic safety margins predicts the carbon balance of Amazon forests. *Nature*, 617, 111–117. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-05971-3>
- Tiwari, R., Gloor, E., Cruz, W. J. A., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Reis, S. M., Souza, I. A., Krause, H. G., Slot, M., Winter, K., Ashley, D., B u, R. G., Borges, C. S., Da Cunha, M., Fauset, S., Ferreira, L. D. S., Gonçalves, M. D. A., Lopes, T. T., Marques, E. Q., ... Galbraith, D. (2020). Photosynthetic quantum efficiency in south-eastern Amazonian trees may be already affected by climate change. *Plant, Cell & Environment*, 44, 2428–2439. <https://doi.org/10.1111/pce.13770>
- Wierik, S. A. te., Cammeraat, E. L. H., Gupta, J., Artzy-Randrup, Y. A. (2021). Reviewing the impact of land use and land-use change on moisture recycling and precipitation patterns. *Water Resources Research*, 57, e2020WR029234. <https://doi.org/10.1029/2020WR029234>
- Yoshikawa, S., & Sanga-Ngoie, K. (2011). Deforestation dynamics in Mato Grosso in the southern Brazilian Amazon using GIS and NOAA/AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 32(2), 523–544. <https://doi.org/10.1080/01431160903475225>
- Zaiatz, A. P. S. R., Zolin, C. A., Vendrusculo, L. G., Lopes, T. R., & Paulino, J. (2018). Agricultural land use and cover change in the Cerrado/Amazon ecotone: A case study of the upper Teles Pires River basin. *Acta Amazonica*, 48(2), 168–177. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201701930>
- Zeilhofer, P., Lima, E. B. N. R., & Lima, G. A. R. (2010). Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and V rzea Grande, Mato Grosso State, central Brazil. *Urban Water Journal*, 7(3), 173–186. <https://doi.org/10.1080/1573062x.2010.484496>