

MODELAGEM PREDITIVA DE DESMATAMENTO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI NO ESTADO DE MATO GROSSO, BRASIL

Alexander Webber Perlandim Ramos

Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Belo Horizonte, MG, Brasil
webber.unemat@gmail.com

Úrsula Ruchkys de Azevedo

Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Belo Horizonte, MG, Brasil
tularuchkys@yahoo.com.br

Edinéia Aparecida dos Santos Galvanin

Universidade Estadual Paulista, Departamento de Geografia e Planejamento, Ourinhos, SP, Brasil
edineia.galvanin@unesp.br

RESUMO

O objetivo deste estudo foi realizar simulação preditiva de desmatamento na bacia do Alto Paraguai no estado brasileiro de Mato Grosso, com o propósito de gerar informações para subsidiar estratégias de planejamento territorial voltadas à conservação ambiental. A modelagem foi operacionalizada no programa Dinamica EGO, a partir de dados de cobertura vegetal e de usos da terra, referentes ao período de 1985 a 2020, associado a variáveis explicativas do desmatamento na área investigada. Cinco etapas foram realizadas na metodologia: cálculo das matrizes de transição, determinação dos pesos de evidência, ajuste, validação e projeção do modelo no cenário tendencial para o ano de 2050. O modelo de simulação construído apresentou grau de acurácia de 75,60%. Três variáveis motrizes foram consistentemente associadas ao estímulo de desmatamento (proximidade às áreas previamente desmatadas, às estradas e às cidades). Em contrapartida, a proximidade às áreas protegidas apresentou um desestímulo ao desflorestamento. Para o ano de 2050 foi projetado para a bacia a perda de 21,20% (21.129,05 km²) de áreas de vegetação natural e aumento de 29,81% (21.135,47 km²) das áreas antrópicas agrícolas. Nesse cenário as áreas antrópicas agrícolas terão 92.029,92 km², superado as áreas de vegetação natural com 78.507,56 km² em 2040.

Palavras-chave: Amazônia. Pantanal. Cerrado. Commodities. Modelos preditivos.

PREDICTIVE MODELING OF DEFORESTATION IN THE UPPER PARAGUAY BASIN IN THE STATE OF MATO GROSSO, BRAZIL

ABSTRACT

The objective of this study was to perform a predictive simulation of deforestation in the Upper Paraguay Basin in the Brazilian state of Mato Grosso, to generate information to support land planning strategies aimed at environmental conservation. The modeling was operationalized in the Dinamica EGO program using vegetation cover and land use data from 1985 to 2020, associated with explanatory variables of deforestation in the investigated area. Five steps were performed in the methodology: calculation of the transition matrices, determination of evidence weights, model fitting, validation, and projection of the model in the trend scenario for the year 2050. The simulation model showed an accuracy rate of 75.60%. Three driving variables were consistently associated with the deforestation stimulus (proximity to previously deforested areas, roads, and cities). In contrast, the proximity to protected areas has discouraged deforestation. For the year 2050, a projected loss of 21.20% (21,129.05 km²) in natural vegetation areas and an increase of 29.81% (21,135.47 km²) in anthropogenic agricultural areas were forecasted for the basin. In this scenario, the anthropogenic agricultural areas will have 92,029.92 km², surpassing the natural vegetation areas which are projected to cover 78,507.56 km² by 2040.

Keywords: Amazon. Pantanal. Cerrado. Commodities. Predictive models.

INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos líderes mundiais na produção de *commodities* agropecuárias (STEPANOV; CÂMARA; VERSTEGEN, 2020), sendo o estado de Mato Grosso o principal polo produtivo do país (CERRI et al., 2016; PICOLI et al., 2020). Entretanto, a alta e crescente produção sustentada pelo estado está associada ao processo de intensa mudança de uso da terra pelo desmatamento.

Esse processo é resultado sinérgico das interações antrópica com o ambiente natural (LIN-LIN; MEI; JIA-QI, 2020) e constitui a maior ameaça à biodiversidade global, sendo reconhecida como um fator-chave das mudanças climáticas e, portanto, tem importante papel no debate de políticas em nível nacional e internacional (DEFRIES et al., 2010; BEHERA et al., 2018).

As mudanças no uso da terra têm-se acelerado nas últimas três décadas, especialmente em países em desenvolvimento do hemisfério sul, como o Brasil, em razão da alta dependência da extração de recursos naturais e da expansão das áreas destinadas à agricultura e pecuária, contexto que deve se agravar com o crescimento da população mundial previsto para 9,6 bilhões de pessoas em 2050 e, conseqüentemente, o aumento da demanda por alimentos, ração animal, combustível e fibra, intensificando ainda mais a pressão sobre as áreas produtivas (UPADHYAY; SOLBERG; SANKHAYAN, 2003; CERRI et al., 2016; KUSIIMA et al., 2022; BEZERRA et al., 2022). No estado do Mato Grosso, uma das áreas que se enquadra nesse contexto é a bacia hidrográfica do Alto Paraguai.

A bacia do Alto Paraguai é uma área de singular biodiversidade pelas suas características ambientais. A bacia compreende os biomas Amazônia e Cerrado, que ocorre na região de planaltos, e o Pantanal, que ocorre em sua planície, sendo este uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal Brasileira (BRASIL, 1988) e designado como área de relevância global pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção Ramsar) (MMA, 2020), e Reserva da Biosfera pelo Programa das Nações Unidas para a Ciência e a Cultura (MMA, 2020).

A bacia do Alto Paraguai tem experimentado intenso processo de mudança no uso da terra causada pela ação humana, estando entre as regiões do Brasil que mais sofreram mudanças na paisagem nos últimos anos, sendo a principal causa desse processo a substituição da vegetação natural para a implantação de pastagens e cultivos agrícolas (SOS-PANTANAL et al., 2017; GUERRA et al., 2020). Essa acentuada antropização nas paisagens naturais da bacia tem atingido, muitas vezes, áreas de grande sensibilidade ambiental, resultando em severos processos de degradação ambiental como a erosão e assoreamento dos rios, alterando os fluxos e regimes hidrológicos, a contaminação dos solos e água por agrotóxicos, a queda da qualidade dos habitats e a perda de biodiversidade (BORDAS et al., 1996; HARRIS et al., 2006; KREITLOW et al., 2016).

Diante desse panorama, torna-se imperativo e urgente compreender as trajetórias de mudança de uso da terra e avaliar os impactos nos ecossistemas para orientar os esforços de conservação e gestão dos recursos naturais, em especial no Brasil onde a demanda por terras para produção agrícola e pecuária figura como fator crucial para o desmatamento (MACIEL et al., 2020; VELOSO et al., 2022).

Nesse contexto, a utilização de modelagem preditiva de mudanças no uso da terra destaca-se como uma ferramenta eficaz que possibilita o entendimento da dinâmica de ocupação das paisagens, fornecendo suporte para o processo de planejamento territorial e a tomada de decisões, otimizando a distribuição dos recursos e tornando mais assertivo (LIN-LIN; MEI; JIA-QI, 2020; COLMAN et al., 2022). Assim, a utilização de modelos preditivos não apenas permite antecipar tendências, mas também contribui de maneira substancial para a implementação de estratégias de conservação e gestão dos recursos naturais, promovendo práticas mais sustentáveis e alinhadas com a preservação ambiental em longo prazo.

Essa abordagem proativa e embasada em dados é crucial para enfrentar os desafios decorrentes das mudanças no uso da terra e garantir uma gestão mais eficaz e equilibrada dos recursos naturais. A aplicação de modelos de predição de mudança de uso da terra proporciona o entendimento das modificações ecológicas que podem ocorrer nas paisagens, abrindo possibilidades para formuladores de políticas, planejadores e gestores avaliarem e mitigarem os impactos que alterações no uso da terra podem desencadear, a partir de diferentes estratégias de conservação ou manejo (DEFRIES et al., 2010; KUSIIMA et al., 2022).

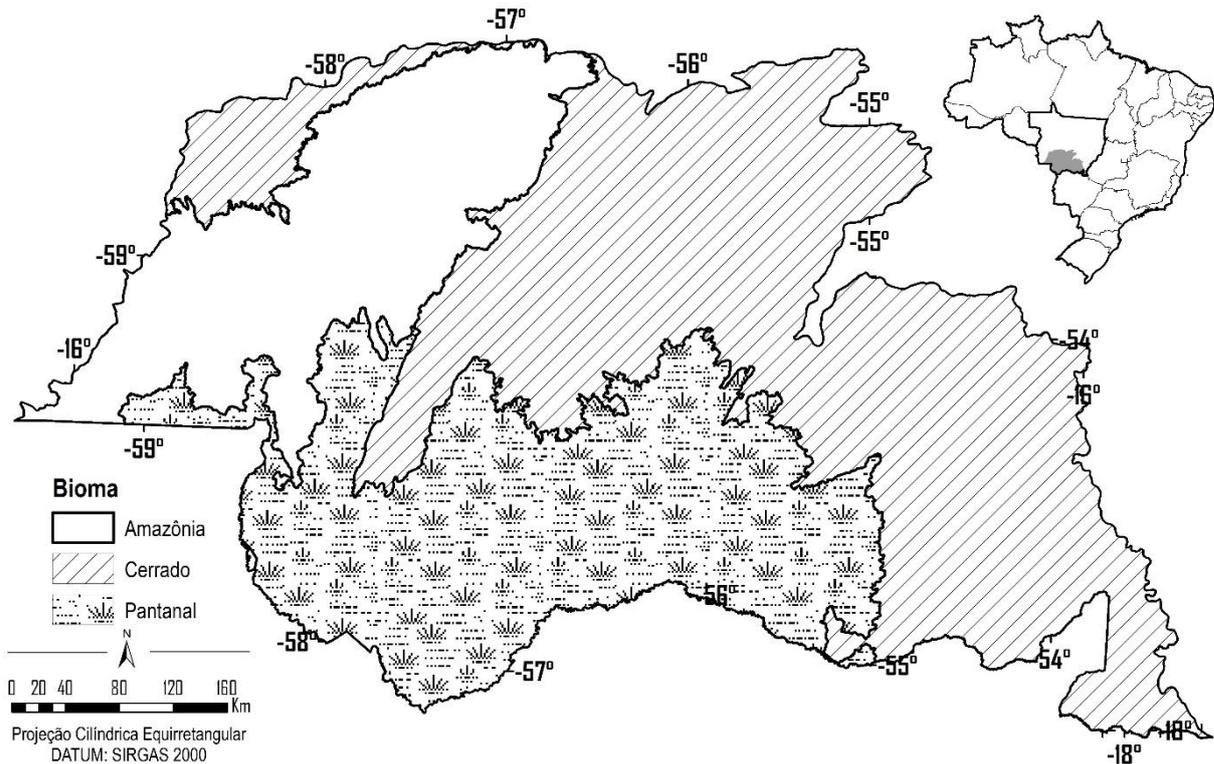
Ante o exposto, o objetivo deste estudo é realizar simulação preditiva de desmatamento identificando os motores associados ao processo histórico de desmatamento na bacia do Alto Paraguai, no estado brasileiro de Mato Grosso, para o ano de 2050. O propósito é gerar informações que possam subsidiar estratégias de planejamento territorial voltadas para a conservação ambiental da bacia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia do Alto Paraguai (BAP) possui uma área territorial de 595.230 km² compreendendo parte do território do Brasil, Paraguai e da Bolívia (ANA, 2017). No Brasil, a bacia ocupa 362.259 km² de área, sendo 174.309,98 km² no estado de Mato Grosso (MMA, 2022) (Figura 1).

Figura 1 - Localização da bacia do Alto Paraguai mato-grossense no contexto brasileiro e mato-grossense



Fonte: IBGE, 2020; ANA, 2022; MMA, 2022. Elaboração: Os autores, 2023.

A BAP é composta por duas grandes unidades de relevo: o planalto e a planície. O compartimento planalto é caracterizado pela ocorrência dos biomas Amazônia (34.337,66 km²) e Cerrado (86.507,16 km²), possui terras cujas cotas topográficas são iguais ou superiores a 200 metros de altitude, podendo atingir mais de 1.100 metros (ANA, 2017). No compartimento planície, está inserido o Pantanal mato-grossense, o maior complexo de áreas úmidas do mundo (ALHO et al., 1988; SILVA; ABDON, 1998), com uma área de 53.465,16 km², sendo caracterizado pelas terras baixas, de até 200 metros, que são sazonalmente sujeitas a inundações, pelo baixo declive apresentado pelo terreno.

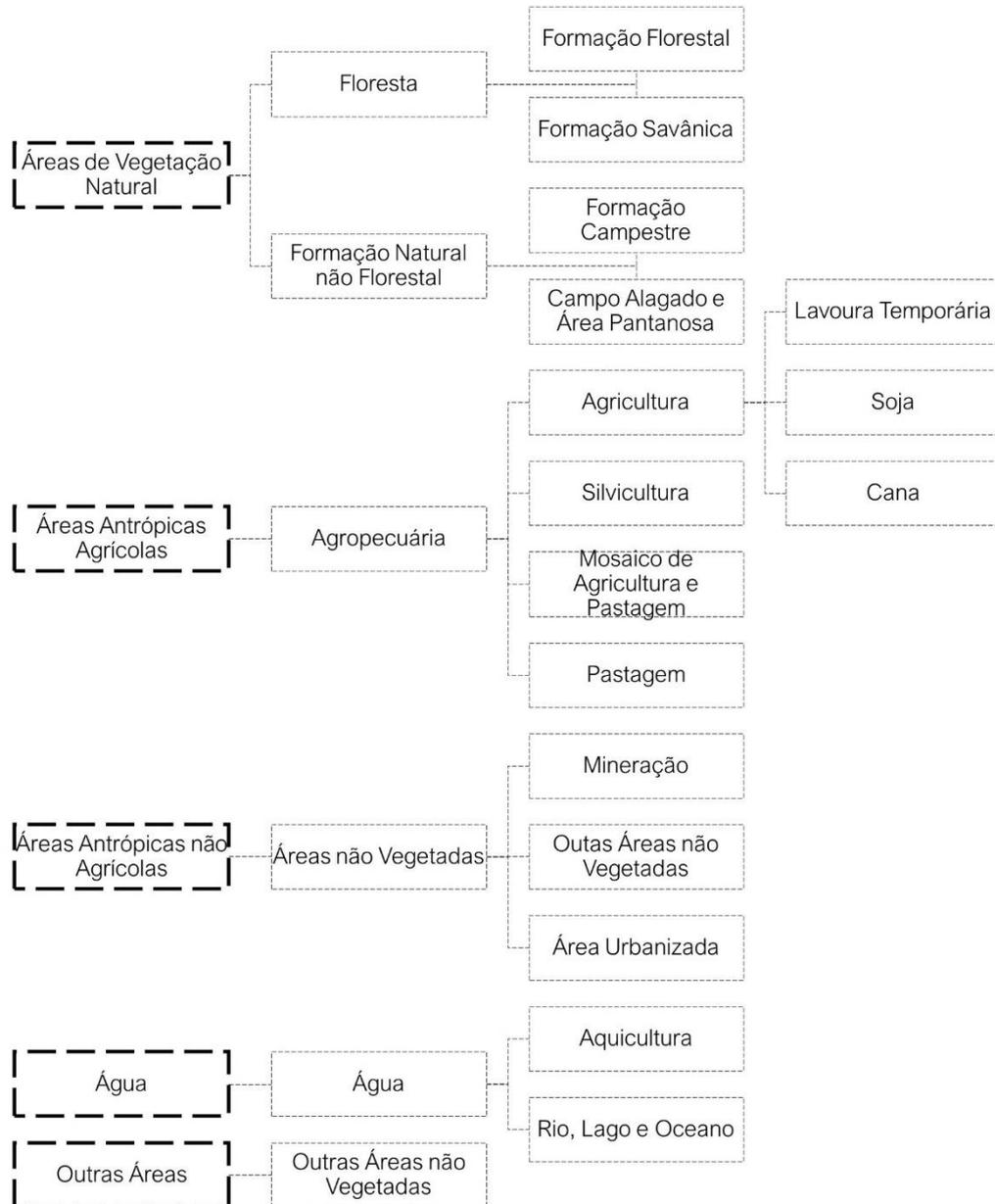
O clima da bacia é predominante Tropical, com temperaturas médias anuais que variam entre 22,5°C e 26,5°C, com diferenças entre as estações seca e chuvosa (MATOS et al., 2015; SCHEUER; NEVES; NEVES, 2017).

Base de dados

Neste estudo foram utilizados os dados anuais de cobertura vegetal e de uso da terra do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) (MAPBIOMAS, 2021), coleção 7, referentes aos períodos de 1985 a 2020. Os dados originais de cobertura vegetal e de uso da terra foram reclassificados, conforme ilustrado na Figura 2, adotando-se a nomenclatura correspondente ao nível

hierárquico Nível I (Classe) do sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra (SCUT) descrito no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013) (Tabela 1).

Figura 2 - Chave reclassificação dos dados de cobertura vegetal e uso da terra



Elaboração: os autores, 2023.

Tabela 1 - Descrição das classes do sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra

Classe	Descrição	
Áreas de vegetação natural	Áreas que compreendem estruturas florestais e campestres, abrangendo florestas e campos originais (primários) e alterados até formações florestais espontâneas secundárias, arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento.	
Áreas antrópicas agrícolas	Áreas utilizadas para a produção de alimentos, fibras e <i>commodities</i> do agronegócio. Inclui todas as terras cultivadas, caracterizadas pelo delineamento de áreas cultivadas ou em descanso, podendo também compreender áreas alagadas.	
Áreas antrópica não agrícolas	Áreas urbanizadas, industriais, comerciais, redes de comunicação e áreas de extração mineral.	
Águas	Áreas que abrangem todas as classes de águas, como cursos de água e canais (rios, riachos, canais e outros corpos de água lineares), corpos d'água naturalmente fechados, sem movimento (lagos naturais regulados) e reservatórios artificiais (represamentos artificiais d'água construídos para irrigação, fornecimento de água e geração de energia elétrica).	
Outras áreas	Áreas que se referem tanto a ambientes naturais, como rochas desnudas ou praias, quanto a ambientes antrópicos, decorrentes da degradação provocada pelas atividades humanas, como extração de minerais.	

Fonte: IBGE, 2013. Organização: Os autores, 2023.

Após o processo de reclassificação, os dados de cobertura vegetal e uso da terra, gerados a partir de imagens dos satélites da série Landsat (Landsat 5, *Thematic Mapper* (TM); Landsat 7, *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+); e Landsat 8, (*Operational Land Imager* (OLI)), com resolução espacial de 30 m, foram redimensionados para a resolução espacial de 100 m.

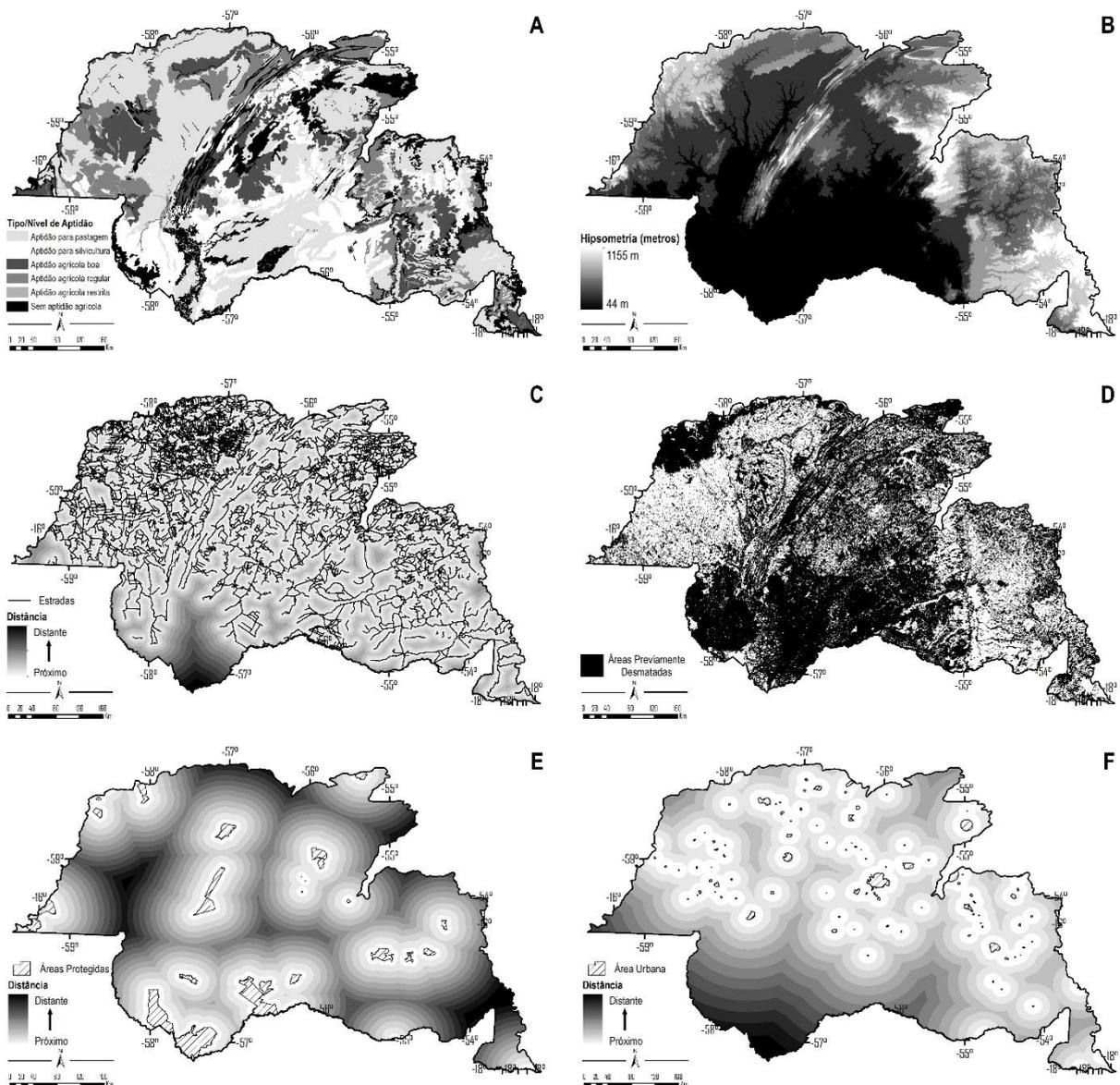
A definição do valor de resolução espacial se dá pela proposição da pesquisa de atender a escala cartográfica de 1:500.000. A escolha desse valor de escala considera os parâmetros descritos no Manual

Técnico de Uso da Terra que adverte que escalas entre 1:50.000 até 1:750.000 se enquadram em nível de “mapeamentos de reconhecimento”, sendo polyvalentes na sua essência, atendendo ampla faixa de objetivos, perpassando pelo planejamento regional, estadual, nacional e de bacias hidrográficas (IBGE, 2013), como o presente estudo.

Variáveis espaciais

As variáveis espaciais (Figura 3) utilizadas no modelo foram obtidas no banco de dados das seguintes bases governamentais: aptidão agrícola – Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão de Mato Grosso (SEPLAG/MT); áreas protegidas (Unidades de Conservação (Uso Sustentável e Proteção Integral), áreas militares e terras indígenas) – Ministério do Meio Ambiente (MMA), Serviço Florestal Brasileiro (SFB) e Fundação Nacional do Índio (FUNAI); cidades – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); Hipsometria – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE); e estradas – Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT).

Figura 3 - Variáveis espaciais utilizadas no modelo de desmatamento



A – Aptidão agrícola; B – Hipsometria; C – Proximidade às estradas; D – Proximidade às áreas previamente desmatadas; E – Proximidade às áreas protegidas; e F – Proximidade à Infraestrutura Urbana.

Elaboração: os autores, 2023.

Todos os dados passaram por tratamento, sendo realizada a conversão do formato vetorial para o matricial (ponderação), a compatibilização de resolução espacial, para 100 metros, e reprojeção para o sistema de coordenadas South America Albers Equal Area Conic.

Para verificar a independência espacial das variáveis, foi adotada a análise de correlação entre pares utilizando-se do coeficiente de Cramer (V) (BONHAM-CARTER, 1994). Considerando como independentes os valores iguais ou inferiores a $V = 0,50$ (BONHAM-CARTER, 1994; PICOLI et al., 2020; DE OLIVEIRA et al., 2022) e, portanto, podendo ser utilizados no modelo (Tabela 2).

Tabela 2 - Valores de coeficientes de Cramer para as variáveis utilizadas no modelo

Variável 1	Variável 2	V Cramer's
Aptidão agrícola	Áreas protegidas	0,12
Aptidão agrícola	Cidades	0,18
Aptidão agrícola	Estradas	0,12
Aptidão agrícola	Áreas previamente desmatadas	0,19
Áreas de protegidas	Cidades	0,14
Áreas protegidas	Estradas	0,08
Áreas protegidas	Áreas previamente desmatadas	0,11
Cidades	Estradas	0,23
Cidades	Áreas previamente desmatadas	0,27
Estradas	Áreas previamente desmatadas	0,19
Hipsometria	Aptidão agrícola	0,16
Hipsometria	Áreas protegidas	0,14
Hipsometria	Cidades	0,22
Hipsometria	Estradas	0,11
Hipsometria	Áreas previamente desmatadas	0,23

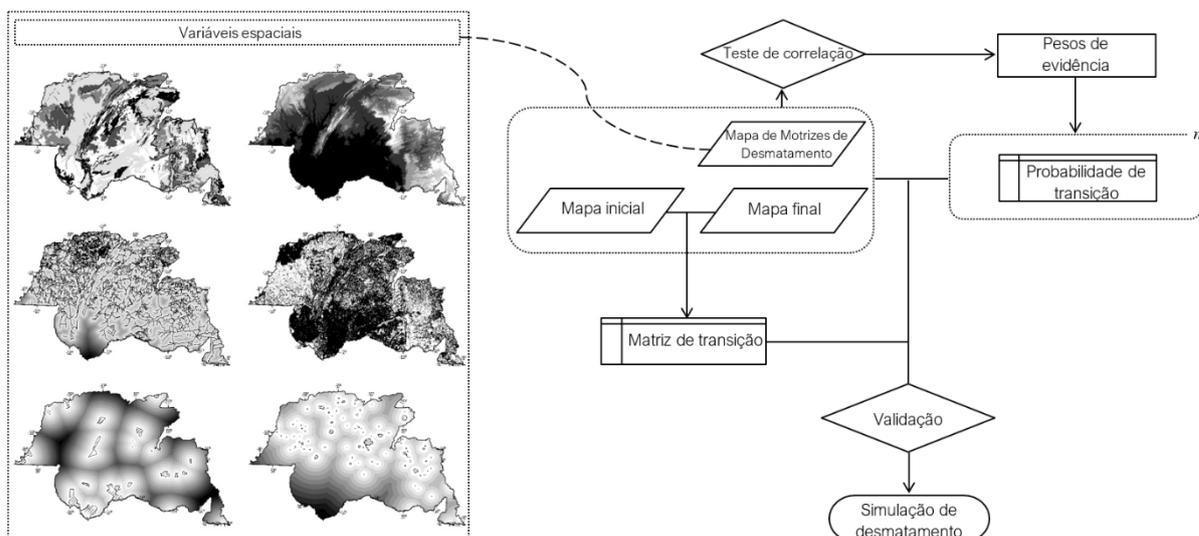
Fonte: Os autores, 2023.

Modelagem preditiva de desmatamento

A construção do modelo de simulação de desmatamento foi realizada na plataforma de modelagem ambiental Dinamica EGO (SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009), versão 7.1.1, disponibilizada no sítio do Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG).

Na Figura 4, a seguir, é apresentada a síntese das etapas metodológicas realizadas para execução da modelagem preditiva de desmatamento da bacia.

Figura 4 - Etapas metodológicas para modelagem preditiva de desmatamento



Adaptado Lin-Lin, Mei e Jia-Qi (2020). Organização: os autores, 2023.

Inicialmente, foi calculada a matriz de transição, ou seja, a quantidade de conversão de áreas de vegetação natural para áreas antrópicas agrícolas, que é expressa por meio de uma matriz que descreve as transições de cada estado em um sistema em determinado período de tempo (n) por meio da diferença entre os mapas (t_0 e t_1) de cobertura vegetal e usos da terra. Obtêm-se, então, as taxas de transição global/matriz de passo único (P) (período total) e as taxas de transição parciais/matriz de múltiplos passos (P_t) (período anual), podem ser expressas através da Equação 1 (LIN-LIN; MEI; JIA-QI, 2020).

$$P = (P_t)^n \quad (1)$$

Na sequência foi realizado o cômputo das probabilidades de transição (P), utilizando o método bayesiano de pesos de evidência (W_oE) (B), que identifica a probabilidade *a posteriori* de uma transição, considerando o efeito de cada variável/força motriz em uma dada transição. Dessa forma, a probabilidade condicional *a posteriori* de desmatamento (D) dada a presença de um padrão espacial binário (B) em termos de chances iguais pode ser expresso na Equação 2 (SOARES-FILHO et al., 2010; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019).

$$O\{D|B\} = O\{D\} * \frac{P\{B|D\}}{P\{B|\bar{D}\}} \quad (2)$$

O termo $P\{B|D\}/\{B|\bar{D}\}$, conhecido como 'razão suficiente', foi usado para avaliar a relação entre um padrão espacial e a probabilidade de ocorrência do desmatamento (D). O logaritmo natural desse termo é W^+ (SOARES-FILHO et al., 2010). Assim, a probabilidade condicional de desmatamento (D) dado a ocorrência de um conjunto de padrões espaciais é denotado pela Equação 3 (SOARES-FILHO et al., 2010; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019).

$$P\{D|B_1 \cap B_2 \cap B_3 \cap \dots \cap B_i\} = \frac{e^{(W_d^+ + \sum W_i^+)}}{1 + e^{(W_d^+ + \sum W_i^+)}} \quad (3)$$

em que W_d^+ é o logaritmo natural das chances *a priori* de D (Equação 4) (SOARES-FILHO et al., 2010).

$$O\{D\} = \frac{(D \cap B + D \cap \bar{B})}{(\bar{D} \cap B + \bar{D} \cap \bar{B})} \quad (4)$$

W_i^+ é o peso da evidência da transição para o padrão espacial B_i . Valores positivos de W^+ significam que ocorrem mais eventos nessa classe do que ocorreriam ao acaso, e valores negativos significam que ocorrem menos eventos que o esperado (LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019). Isso é útil para identificar a relevância de padrões espaciais específicos em transições do uso e cobertura da terra.

Utilizando o cenário tendência (TDA), que assume que a tendência do padrão das taxas líquidas de desmatamento para o período 2010-2020 (0,76%/ano), foi realizada a simulação de desmatamento para o ano de 2050.

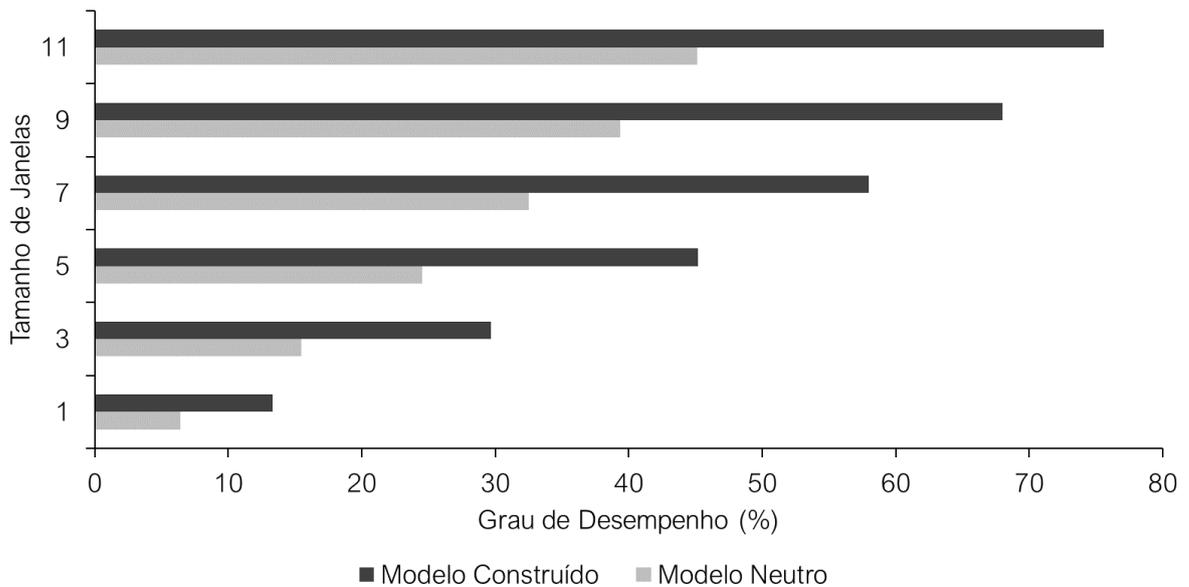
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Desempenho e validação do modelo

O desempenho do modelo foi mensurado a partir do método de Comparação de Similaridade Recíproca que avalia a correspondência espacial dos mapas de cobertura vegetal e uso da terra observado e simulado

através da utilização de múltiplas funções de decaimento exponencial baseado em medidas de similaridade *Fuzzy* com análise em múltiplas janelas (Figura 5) (SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; LAPOLA et al., 2011; RODRIGUES; SOARES-FILHO, 2017). Os resultados obtidos foram comparados aos do modelo neutro, que apresenta a probabilidade de transição de matrizes neutralizada estatisticamente, servindo de referência para testes de desempenho com o modelo sob investigação (HAGEN-ZANKER; LAJOIE, 2008; SOARES-FILHO; RODRIGUES; FOLLADOR, 2013).

Figura 5 - Comparativo de desempenho entre o modelo construído e o modelo neutro



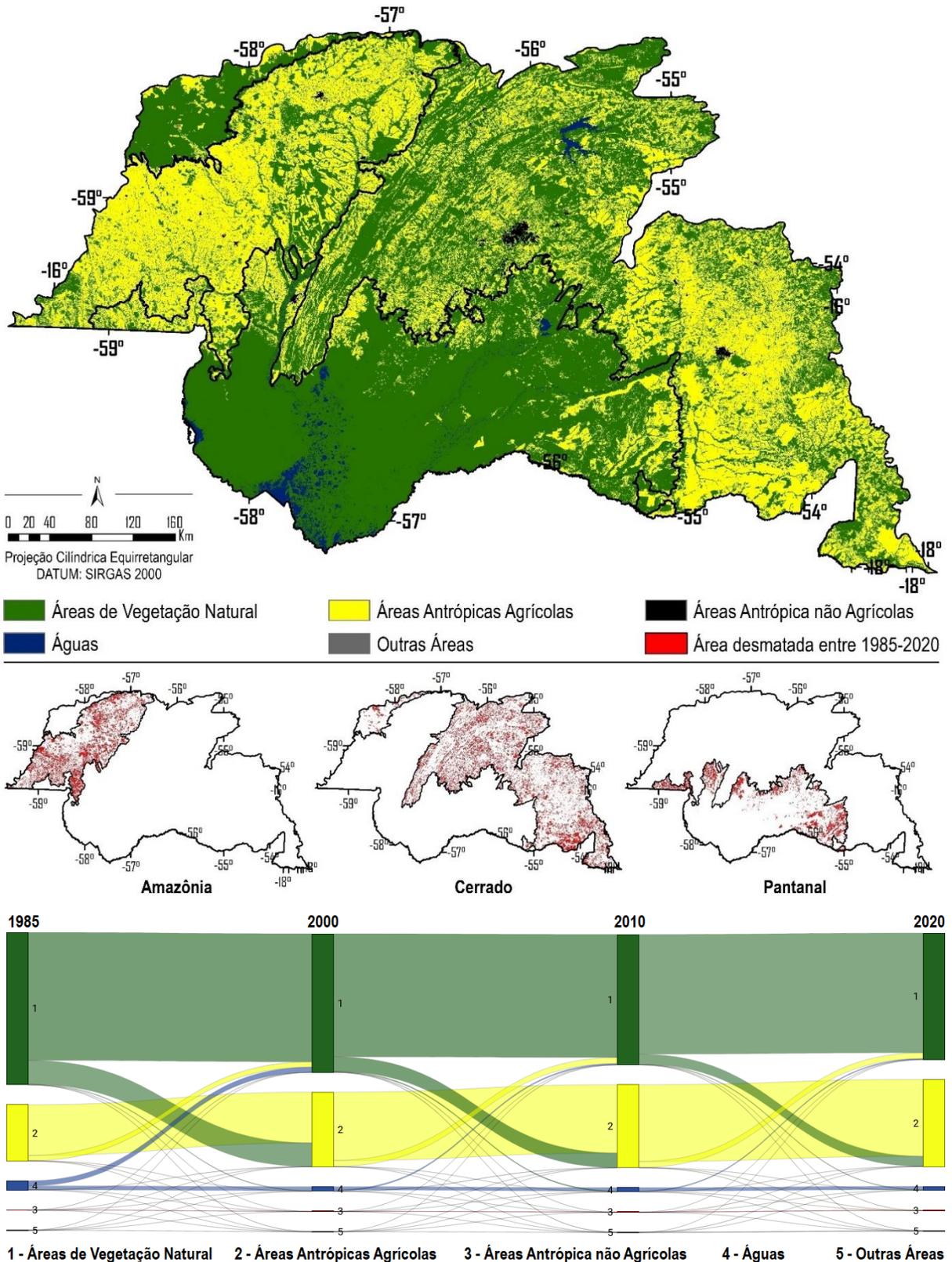
Adaptado Lin-Lin, Mei e Jia-Qi (2020). Elaboração: os autores, 2023.

O modelo construído se mostrou superior em todas as janelas analisadas em relação ao modelo neutro, apresentando grau de desempenho de 75,60% na janela 11X11, o que corresponde a 30,48% de superioridade ao modelo neutro na mesma janela, que apresentou 45,12%. Cabe ressaltar que não há na literatura um parâmetro que estabeleça valor mínimo de superioridade que um modelo construído deve apresentar em relação ao modelo neutro para justificar sua utilização.

Histórico do desmatamento

Houve um claro declínio na extensão das áreas cobertas por vegetação natural entre de 1985 e 2020 na BAP-MT (Figura 6). No período a taxa média de conversão de áreas de vegetação natural da bacia foi de 1,57%/ano, resultando em uma perda de 19,82% (24.643,78 km²) de áreas de vegetação. Entrementes, as áreas destinadas à produção agropecuária foram expandidas em 76,74% (30.782,42 km²) sobre áreas de vegetação natural.

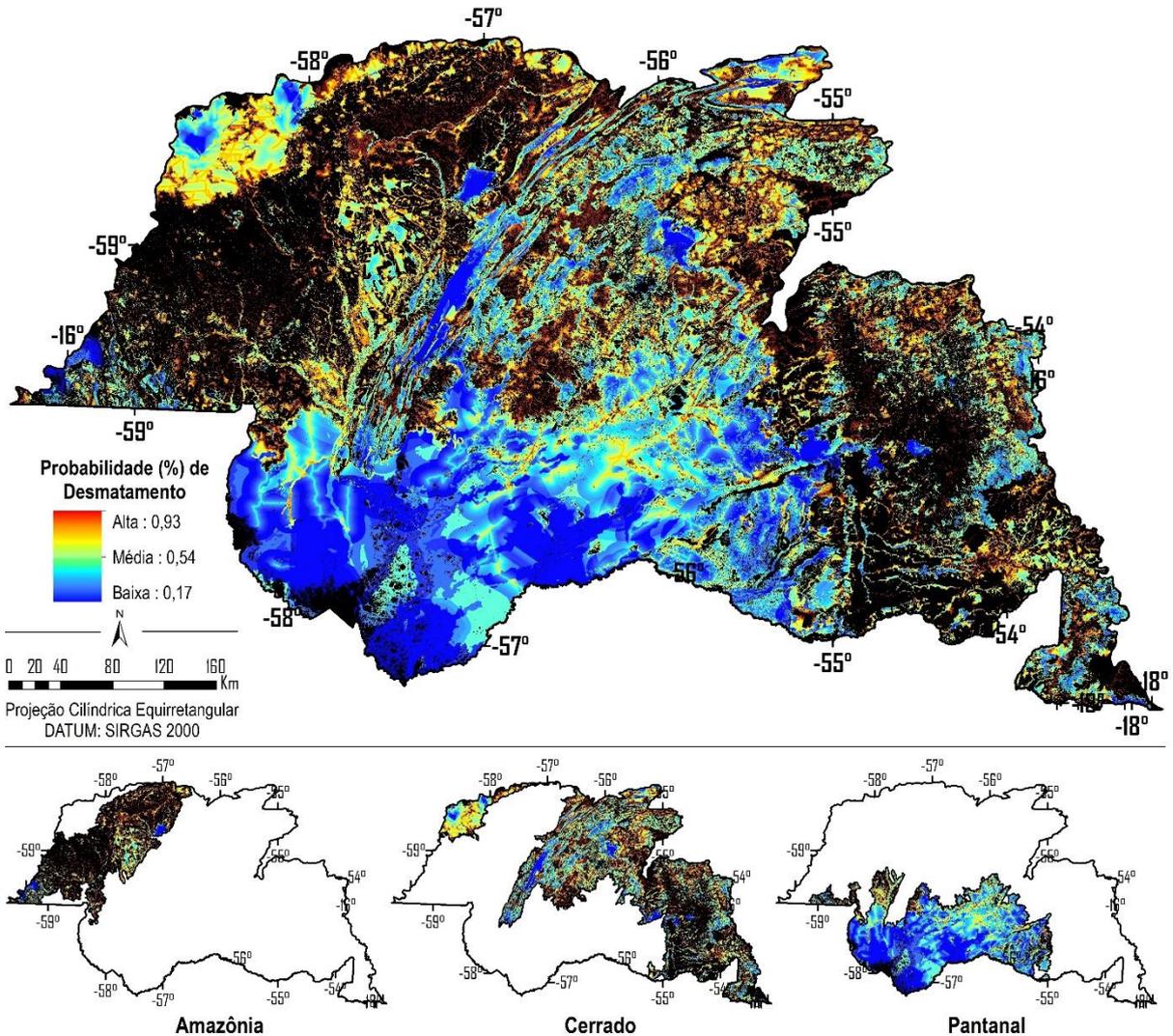
Figura 6 - Estado atual (2020) e panorama espaço-temporal (1985-2020) das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra na BAP-MT e seus biomas



Elaboração: os autores, 2023.

A BAP-MT apresentou as maiores probabilidades de transição de áreas de vegetação natural para áreas antrópicas agrícolas na região de planalto, composto pelos biomas Amazônia e Cerrado (Figura 7).

Figura 7 - Probabilidade de desmatamento na BAP-MT e em seus biomas

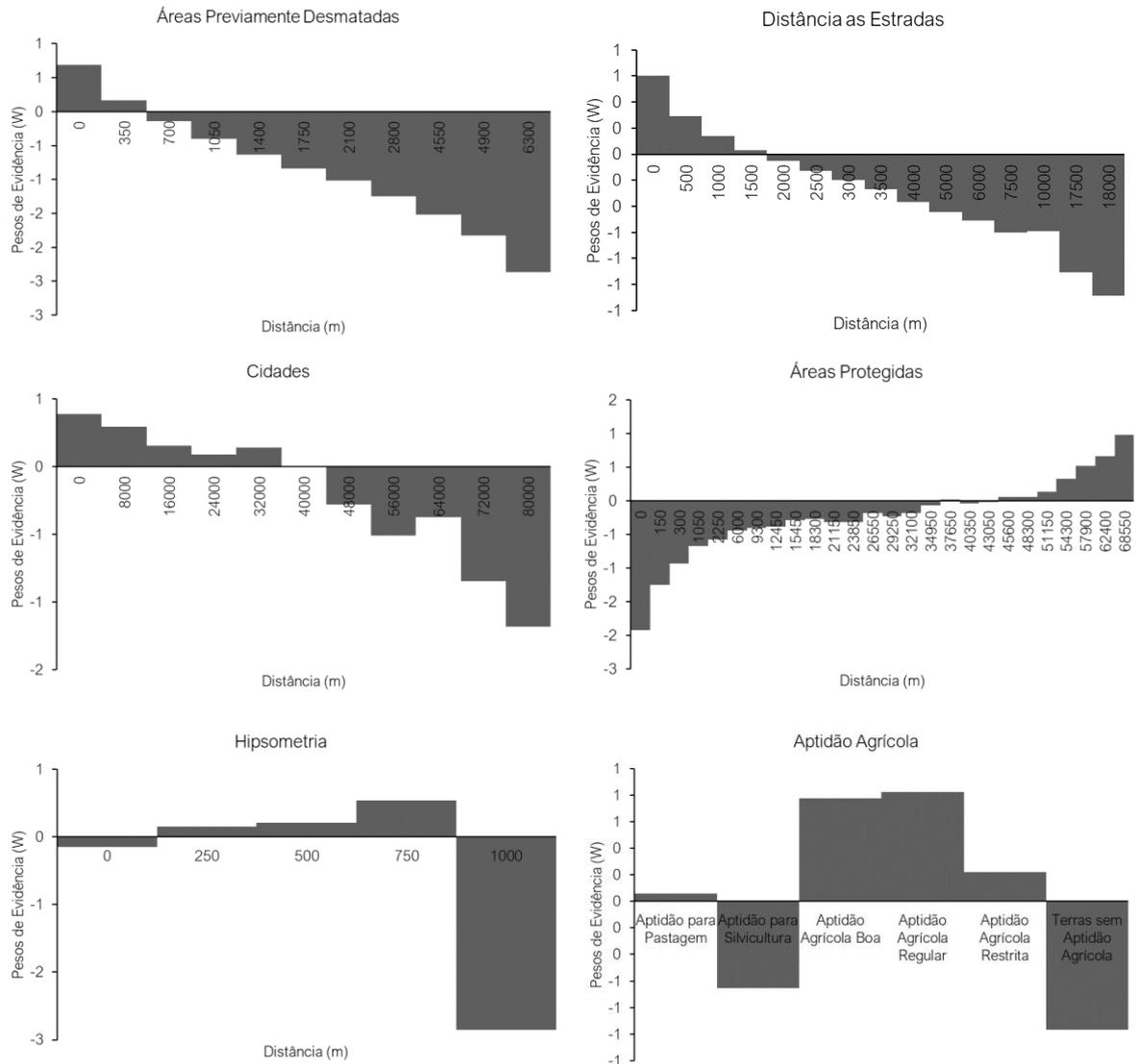


Elaboração: os autores, 2023.

Motores de desmatamento

Os resultados mostram três variáveis motrizes consistentemente associados ao estímulo de desmatamento (proximidade às áreas previamente desmatadas, às estradas e às cidades). Em contrapartida, a proximidade às áreas protegidas apresenta um desestímulo ao desmatamento. As variáveis aptidão agrícola e hipsometria apresentam estímulos alternantes (positivo e negativo) para o desmatamento a depender de características específicas.

Figura 8 - Influência das variáveis espaciais no desmatamento da BAP-MT



Elaboração: os autores, 2023.

Áreas previamente desmatadas

O desflorestamento em locais mais próximos de áreas previamente desmatadas é um comportamento padrão (RAMOS et al., 2020; BUSCH; FERRETTI-GALLON, 2020), visto que a abertura de novas áreas se dá através da agregação contínua de áreas.

Hipsometria

Os valores dos pesos de evidência mostram que de 0-250 metros de altitude há um desestímulo ao desmatamento. Nessa faixa hipsométrica está localizada a zona de planície do Pantanal mato-grossense, caracterizada pelas terras baixas associado a declive predominantemente plano (0-3%), características que garantem a dinâmica sazonal de inundações do bioma e dificultam a produção agrícola.

Na faixa de 250-1.000 metros de altitude, onde os declives variam, em geral, de suave ondulado a fortemente ondulado, há favorecimento do desmatamento. Nestas áreas, estão as terras que possuem características mais propícias, como a mecanização, para o desenvolvimento das atividades agrícola e pecuária.

A partir de 1.000 metros de altitude já há, novamente, forte desestímulo ao desmatamento. Nessas áreas encontram-se as zonas de declividades mais acentuadas (Montanhoso (40-75%) e Escarpado (>75%)). Essas características dificultam a implementação da pecuária e a mecanização agrícola, gerando desestímulo ao desmatamento.

Um estudo de meta-análise, realizado por Busch e Ferretti-Gallon (2020), mostrou que variáveis relacionadas às características biofísicas, como a hipsometria, tem associações consistentes com o processo de desmatamento. As características hipsométricas do terreno influenciam a decisão de ocupação de uma região através da favorabilidade de mecanização agrícola, acessibilidade e custos financeiros de desmatamento.

Aptidão agrícola

A variável aptidão agrícola é a mais complexa utilizada no modelo pela conjugação de vários atributos ambientais para sua elaboração. A variável é produto do Sistema de Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras (SAAAT) que trata, em suma, da análise das limitações das terras para uso agrícola, considerado diferentes níveis de manejo tecnológico (RAMALHO FILHO; BEEK, 1995; MATO GROSSO, 2000).

A BAP-MT apresenta heterogênea aptidão agrícola em seu território. Na bacia, as áreas de aptidão agrícola boa e aptidão agrícola regular foram os que apresentaram maior estímulo ao desmatamento. As áreas de aptidão agrícola restrita e com aptidão para pastagem também mostraram influência positiva ao desflorestamento, porém em menor grau. Em contrapartida, as áreas com aptidão para silvicultura, assim como as sem aptidão agrícola apresentaram desestímulo ao desmatamento.

As áreas de aptidão agrícola boa e regular são caracterizadas pelas baixas limitações (deficiência de fertilidade; deficiência de água; excesso de água ou deficiência de oxigênio; suscetibilidade à erosão; e impedimentos à mecanização) necessitando de baixa demanda de insumos para a produção agrícola (MATO GROSSO, 2000).

As áreas de aptidão agrícola restrita apresentam limitações severas do ponto de (deficiência de fertilidade; deficiência de água; excesso de água ou deficiência de oxigênio; suscetibilidade à erosão; e impedimentos à mecanização) para a produção agrícola (MATO GROSSO, 2000). Essas limitações reduzem a produtividade, demandando forte manejo e insumos para viabilização produtiva, tornando os custos marginalmente justificados.

As áreas inaptas à produção agrícola apresentam condições que desfavorecem a ocupação para a produção agrícola. Por severas limitações (deficiência de fertilidade; deficiência de água; excesso de água ou deficiência de oxigênio; suscetibilidade à erosão; e impedimentos à mecanização), essas terras são consideradas inaptas para lavouras, tendo a possibilidade de utilização para usos menos intensivos como pastagem plantada, silvicultura ou pastagem natural (MATO GROSSO, 2000). Entretanto, há indicação para preservação da flora e da fauna, recreação ou algum outro tipo de uso não agrícola.

Áreas protegidas

A BAP-MT possui 6.548,17 km² do seu território ocupado por áreas protegidas, compostas por Unidades de Conservação (uso sustentável e proteção integral), áreas militares e terras indígenas, categorias definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) implantado pela lei federal nº 9.985/00 (IBAMA, 2004), que apresentaram efeito inibidor sobre o desmatamento. Tal comportamento é considerado padrão no Brasil, como demonstrado em estudos como os realizados por Nespad et al. (2006), Cabral et al. (2018), Koskimäki et al. (2021) e Jocelyne et al. (2022).

Uma área protegida é definida como “uma superfície de terra ou mar consagrada à proteção e manutenção da diversidade biológica, assim como dos recursos naturais e dos recursos culturais associados, e manejada por meios jurídicos e outros instrumentos eficazes” (IUCN, 1994: 7). O estabelecimento de áreas protegidas é uma abordagem de conservação da biodiversidade amplamente aceita no mundo, desempenhando papel crucial na conservação de áreas com altos valores ecológicos, naturais e/ou culturais (RAHMAN; ISLAM, 2021).

Algumas das principais preocupações relacionadas à exploração das áreas protegidas que atuam como barreiras ao desmatamento em áreas de elevada diversidade, como no caso da BAP-MT, uma área de ecótono entre os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, incluem o acarretamento da perda de patrimônio genético, ainda pouco conhecido; mudanças nos padrões climáticos em escala regional e global, uma vez

que o desmatamento representa a maior parcela das emissões de CO² brasileiras (HOUGHTON et al., 2000; AVISSAR; WERTH, 2002, SOARES-FILHO et al., 2005), que já demonstram impactar a produção agrícola nacional como constatado por Leite-Filho et al. (2021).

No Brasil, as áreas protegidas demonstraram ser salvaguardas para conciliação de mudanças de uso da terra com a preservação ambiental, sendo importante instrumento para implementação de políticas públicas ligadas à proteção e preservação do meio ambiente (PAOLINO AMARAL; CRUZ, 2021; GONÇALVES-SOUZA et al. 2021; CAMPOS-SILVA et al., 2021; MAGRIS et al., 2021; FERREIRA et al., 2022). Entretanto, os posicionamentos recentes adotados por parte do poder executivo e legislativo brasileiro vêm tentando aprovar medidas mais flexíveis para o relaxamento de leis que versam sobre a preservação ambiental, como a abertura e exploração de atividades econômicas em terras indígenas (projeto de lei n. 191/2020), incluindo mineração, garimpo, extração de petróleo e gás, geração de energia elétrica e agropecuária; extinções de áreas de reservas legais (projeto de lei n. 2362/2019); e redução de área de unidades de conservação (projeto de lei n. 8671/2017) entre outras (ESCOBAR, 2019; ABESSA; BURUAEM, 2019).

Estradas

A proximidade a estradas mostrou favorecimento ao desmatamento que decai exponencialmente com o afastamento destas, comportamento clássico identificado em estudos como os realizados por Laurance et al. (2004), Soares-Filho et al. (2004) e Picoli et al. (2020). As variáveis relacionadas à infraestrutura construída como, por exemplo, proximidade de estradas estão entre as mais estudadas, sendo consistentemente associadas a maior desmatamento (BUSCH; FERRETTI-GALLON, 2020).

A abertura e/ou expansão de estradas provoca um espalhamento de estradas vicinais derivadas de uma estrada principal que desencadeia, inevitavelmente, o processo de ocupação/invasão de terras, especulação fundiária e desmatamento nas áreas circunvizinhas, ampliando a exploração madeireira e o desmatamento para distâncias substancialmente maiores (FEARNSIDE, 2004; FEARNSIDE, 2017; DOS SANTOS; DE NÓBREGA, 2022).

As estradas provêm de infraestrutura que favorece o desmatamento através da redução dos custos de transporte de mercadorias, viabilizando assim a ocupação de áreas para produção de *commodities* do setor agropecuário (SOARES-FILHO et al., 2004; BUSCH; FERRETTI-GALLON, 2020), que é o principal indutor de mudanças de uso da terra no Brasil (DIAS et al., 2016; BLANCO et al., 2022). Fearnside (2017) aponta que uma resposta para o controle do desmatamento em algumas áreas deve incluir o abandono de projetos de infraestrutura de alto potencial para catalisar mais desmatamento, como o caso da BR-163, no trecho de Cuiabá (MT) ao porto de Santarém (PA), que está sendo reconstruída para escoamento de *commodities* agrícolas, principalmente a soja, do Mato Grosso aos portos com acesso ao rio Amazonas (SOARES-FILHO et al., 2004; FEARNSIDE, 2007).

Infraestrutura urbana

A proximidade da rede de infraestrutura urbana é um fator determinante para favorecimento do desmatamento; os pesos de evidência mostram a associação positiva com o desmatamento, visto que o padrão de expansões da infraestrutura ocorre dentro e ao redor das áreas construídas existentes (BEHERA et al., 2018).

Na porção mato-grossense da BAP estão localizados 58 municípios, de forma parcial ou total, sendo eles: Acorizal, Alto Araguaia, Alto Garças, Alto Paraguai, Alto Taquari, Araputanga, Arenópolis, Barão de Melgaço, Barra do Bugres, Cáceres, Campo Novo do Parecis, Campo Verde, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Curvelândia, Denise, Diamantino, Dom Aquino, Figueirópolis D'Oeste, Glória D'Oeste, Guiratinga, Indiavaí, Itiquira, Jaciara, Jangada, Jauru, Juscimeira, Lambari D'Oeste, Mirassol D'Oeste, Nobres, Nortelândia, Nossa Senhora do Livramento, Nova Brasilândia, Nova Marilândia, Nova Olímpia, Pedra Preta, Planalto da Serra, Poconé, Porto Esperidião, Porto Estrela, Poxoréu, Primavera do Leste, Reserva do Cabaçal, Rio Branco, Rondonópolis, Rosário Oeste, Salto do Céu, Santa Rita do Trivelato, Santo Afonso, Santo Antônio do Leverger, São José do Povo, São José dos Quatro Marcos, São Pedro da Cipa, Tangará da Serra, Tesouro, Vale de São Domingos, Várzea Grande e Vila Bela da Santíssima Trindade. Segundo o Censo Demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a população somada destes municípios é de 1,8 milhões de habitantes (IBGE, 2010).

Dados do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID, 2011) mostram que a América Latina e o Caribe são as regiões que têm registrado a urbanização mais rápida do mundo. O crescimento populacional,

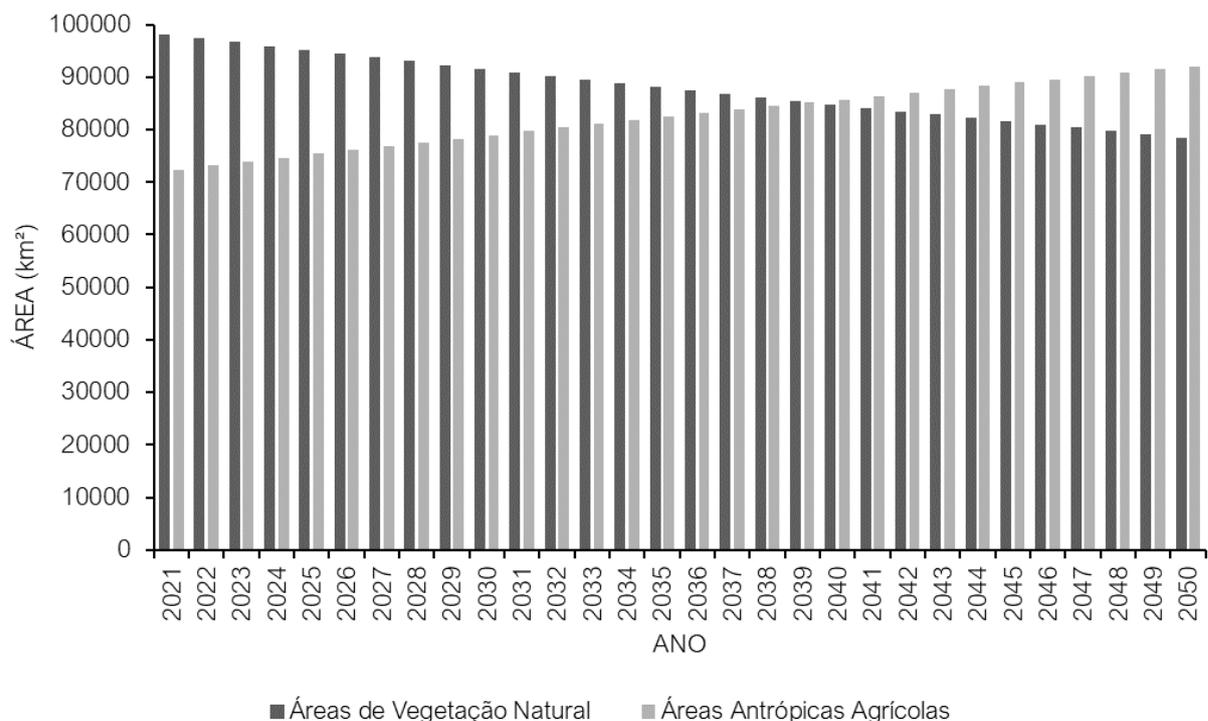
concentrado nas áreas urbanas, faz com que em países emergentes como o Brasil o processo de urbanização aconteça de forma desordenada (DIAS; WALDE, 2013).

De acordo com DeFries et al. (2010), há uma associação positiva da perda florestal com o crescimento urbano em países da América Latina, o que inclui o Brasil. Segundo os autores, essa variável estimula o desmatamento através do aumento da demanda por produtos agrícolas, visto que consumidores urbanos tendem a comer mais alimentos processados e ultraprocessados e produtos de origem animal (DEFRIES et al., 2010), fomentando a produção de gado e de *commodities* agrícolas monoculturais, estimulando a expansão de áreas para atender essa demanda.

Projeção de desmatamento

Para o ano de 2050, no cenário BAU, é projetada para a BAP-MT uma perda de 21,20% (21.129,05 km²) de áreas de vegetação natural. Entrementes, as áreas antrópicas agrícolas apresentaram aumento de 29,81% (21.135,47 km²). Nesse cenário, no ano de 2040, as áreas antrópicas agrícolas terão 92.029,92 km², superando as áreas de vegetação natural com 78.507,56 km² (Figura 9).

Figura 9 - Projeção de conversão de áreas de vegetação natural para áreas antrópicas agrícolas na BAP-MT para 2050



Elaboração: os autores, 2023.

Esses resultados se alinham à perspectiva delineada pela FAO (2018), que a produção de alimentos precisará aumentar em 40 a 50% até 2050 para atender a demanda global. Nessa conjuntura, Mato Grosso, que já apresenta expressivos números relacionados à produção de *commodities* agropecuárias, tende a assumir um papel ainda maior de protagonismo no cenário brasileiro e mundial.

Diante disso, um dos grandes desafios enfrentados pelo estado estará no aumento da produção para manutenção da segurança alimentar alinhado à redução dos impactos ambientais nos ecossistemas causados pela produção em larga escala (FERREIRA et al., 2022).

Informações provenientes de modelos de simulação de cenários futuros de mudanças no uso da terra, como os apresentados, são fundamentais para a gestão e planejamento territorial, auxiliando nos esforços de conservação ambiental, visto que contribuem na identificação de *hotspots* de desmatamento, subsidiando os tomadores de decisão das autoridades governamentais (MOSCIARO et al., 2022).

Todavia, o prognóstico de longo prazo deve ser analisado com ressalvas pelo dinamismo e volatilidade dos fatores endógenos e exógenos que influem positivo e negativamente o processo de mudanças no uso da terra, tais como políticas públicas, demanda global, economia, dentre outros. Dessa forma, os dados de curto e médio prazo são os mais relevantes para a definição de prioridades, alocação de recursos e tomada de decisão (DIAS; WALDE, 2013).

Guerra et al. (2020) explicam que mudar o atual modelo de gestão fundiária adotado na bacia, e na maioria do Brasil, é um desafio complexo, uma vez que é necessário abandonar as práticas altamente exploratórias ao meio ambiente e introduzir modelos de manejo baseados em novas tecnologias para minimizar os impactos associados à mudança do uso da terra. Para isso, é importante haver o diálogo entre agentes atuantes no território da bacia (agricultores, pecuaristas, comunidade científica, comunidades locais e povos tradicionais) criando uns processos participativos de aprendizagem de gestão territorial.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados de cobertura vegetal e uso da terra mostram que historicamente o desmatamento ocorreu na bacia hidrográfica do Alto Paraguai de forma heterogênea com maior intensidade nos biomas localizados na região de planalto (Amazônia e Cerrado), onde as atividades agropecuárias são desenvolvidas com maior expressividade. Os resultados apresentados na projeção de desmatamento (áreas com maior probabilidade de desmatamento) refletem este cenário.

A construção e utilização de um modelo de mensuração endógena, cuja robustez foi testada, abre possibilidade de um ponto de partida para agregação de fatores/variáveis exógenos, como flutuação do mercado por aumento de demanda de *commodities* agrícola e pecuária no mercado internacional, estimativa de impactos de políticas públicas, entre outros. Ademais, os resultados apresentados neste trabalho contribuem para a compreensão das forças motrizes que induziram historicamente as mudanças de uso da terra na bacia do Alto Paraguai.

Também é importante destacar que o exercício de aplicação de modelos preditivos de mudança no uso da terra no bioma Pantanal ainda é incipiente em comparação com outros biomas brasileiros, como o caso da Amazônia e Cerrado. Diante disso, a aplicação dessas técnicas no bioma abre possibilidade de análise para criação de modelos mais robustos que englobem a ampla heterogeneidade ambiental apresentada na bacia do Alto Paraguai, proporcionada pelos diferentes biomas e suas características que a compõem, propiciando a compreensão a dinâmica de ocupação dos diferentes biomas e extrapolar para outras regiões da bacia nacional e internacional.

Nesse contexto, dados como o da presente pesquisa são essenciais para apoiar o processo de planejamento e gestão territorial, especialmente em uma região extensa e ambientalmente complexa como a bacia hidrográfica do Alto Paraguai, além de contribuir para o desenvolvimento de pesquisas no âmbito da modelagem ambiental em áreas úmidas, como o bioma Pantanal, consideradas incipientes quando comparadas aos demais biomas brasileiros.

REFERÊNCIAS

- ALHO, C. J. R.; LACHER, T. E.; GONÇALVES, H. C. Environmental degradation in the Pantanal ecosystem. **Bioscience**, v. 38, n. 3, p. 164-171, 1988. <https://doi.org/10.2307/1310449>
- BEHERA, M. D. et al. Remote sensing based deforestation analysis in Mahanadi and Brahmaputra river basin in India since 1985. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1192-1203, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.015>
- BEZERRA, F. G. S. et al. Spatio-temporal analysis of dynamics and future scenarios of anthropic pressure on biomes in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 137, p. 108749, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108749>
- BID. Banco Interamericano de Desenvolvimento. 2011. **Sustentabilidade urbana na América Latina e Caribe**. Disponível em: <https://publications.iadb.org/es/publicacion/16383/urban-sustainability-in-latin-america-and-the-caribbean>. Acesso em: 27 de jan. 2023.
- BLANCO, J. et al. Early stages of crop expansion have little effect on farm-scale vegetation patterns in a Cerrado biome working landscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 223, p. 104422, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104422>

- BORDAS, M. P. The Pantanal: An ecosystem in need of protection. **International Journal of Sediment Research**, v. 11, n. 3, p. 34-39, 1996.
- BUSCH, J.; FERRETTI-GALLON, K. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 17, n. 2, p. 3-23, 2017. <https://doi.org/10.1093/reep/rew013>
- CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101-115, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.10.003>
- CAMPOS-SILVA, J. V. et al. Sustainable-use protected areas catalyze enhanced livelihoods in rural Amazonia. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 40, p. e2105480118, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.2105480118>
- CERRI, C. C. et al. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 2593-2600, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.072>
- CHENG, L.; LIU, M.; ZHAN, J. Land use scenario simulation of mountainous districts based on Dinamica EGO model. **Journal of mountain science**, v. 17, n. 2, p. 289-303, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11629-019-5491-y>
- COLMAN, C. B. et al. Identifying priority regions and territorial planning strategies for conserving native vegetation in the Cerrado (Brazil) under different scenarios of land use changes. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 150998, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150998>
- DE OLIVEIRA, C. P. et al. Dynamic Modeling of Land Use and Coverage Changes in the Dryland Pernambuco, Brazil. **Land**, v. 11, n. 7, p. 998, 2022. <https://doi.org/10.3390/land11070998>
- DEFRIES, R. S. et al. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 3, p. 178-181, 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>
- DIAS, L. C. P. et al. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, v. 22, n. 8, p. 2887-2903, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13314>
- DIAS, L. T.; WALDE, D. H. G. Modelagem da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá-DF. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 1, p. 77-94, 2013. <https://doi.org/10.14393/rbcv65n1-44784>
- DOS SANTOS, L. A.; DE NÓBREGA, R. A. A. Modelagem geográfica explícita na predição de cenários de supressão de vegetação induzidas por rodovia. In: DOS SANTOS, F. (Org.). **Geografia no Século XXI**. Belo Horizonte: Editora Poisson, 2022. p. 28-35. <https://doi.org/10.5935/978-85-7042-066-4>
- FAO. Food and Agriculture Organization. **The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050**. Rome: FAO, 2018. 60 p.
- FEARNSIDE, P. M. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. **Environmental management**, v. 39, n. 5, p. 601-614, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0149-2>
- FERREIRA, H. M. et al. Drivers of ecological effectiveness of marine protected areas: A meta-analytic approach from the Southwestern Atlantic Ocean (Brazil). **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113889, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113889>
- FERREIRA, J. V. A. et al. Critical role of native forest and savannah habitats in retaining neotropical pollinator diversity in highly mechanized agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 338, p. 108084, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108084>
- GONÇALVES-SOUZA, D. et al. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. **Science advances**, v. 7, n. 38, p. eabh2932, 2021. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abh2932>
- GUERRA, A. et al. Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104388, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104388>
- HARRIS, M. B. et al. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 50-66, 2006.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. **Guidelines for protected area management categories**. Gland: IUNC, 1994. 261 p.

KOSKIMÄKI, T. et al. Impact of individual protected areas on deforestation and carbon emissions in Acre, Brazil. **Environmental Conservation**, v. 48, n. 3, p. 217-224, 2021.
<https://doi.org/10.1017/S0376892921000229>

KREITLOW, J. P. et al. Vulnerabilidade ambiental e conflito no uso da terra no município de Mirassol D'Oeste, Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 10, p. 1917-1936, 2016.

LAPOLA, D. M. et al. Impacts of climate change and the end of deforestation on land use in the Brazilian Legal Amazon. **Earth Interactions**, v. 15, n. 16, p. 1-29, 2011. <https://doi.org/10.1175/2010EI333.1>

LEITE-FILHO, A. T. et al. Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1-7, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7>

LIMA, L. S. et al. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 261-274, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9962-1>

LUIZ, C. H. P.; STEINKE, V. A. Recent Environmental Legislation in Brazil and the Impact on Cerrado Deforestation Rates. **Sustainability**, v. 14, n. 13, p. 8096, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14138096>

MAGRIS, R. A. et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198-215, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13183>

MATOS, A. F. F. et al. Geotechnologies applied to disease risk analysis related to the environment in the Upper Paraguai watershed, from 2007 to 2011. **Geografia**, v. 40, p. 177-193, 2015.

MOSCIARO, M. J. et al. Future scenarios of land use change in the Gran Chaco: how far is zero-deforestation? **Regional Environmental Change**, v. 22, n. 4, p. 1-17, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01965-5>

NEPSTAD, D. et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 65-73, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>

OSIS, R.; LAURENT, F.; POCCARD-CHAPUIS, R. Spatial determinants and future land use scenarios of Paragominas municipality, an old agricultural frontier in Amazonia. **Journal of Land Use Science**, v. 14, n. 3, p. 258-279, 2019. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1643422>

PAOLINO, C. C.; AMARAL, F. G.; CRUZ, C. B. M. Análise espaço-temporal das áreas protegidas da Amazônia Legal e sua relação a política ambiental. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 3, n. 5, p. 17-30, 2021. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5683941>

PICOLI, M. C. et al. Impacts of public and private sector policies on soybean and pasture expansion in Mato Grosso—Brazil from 2001 to 2017. **Land**, v. 9, n. 1, p. 20, 2020. <https://doi.org/10.3390/land9010020>

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 65 p.

RAMOS, A. W. P.; GALVANIN, E. A. S.; NEVES, S. M. A. Análise da fragmentação da paisagem do município de Nova Marilândia-MT, Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 75, p. 240-250, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217551636>

RODRIGUES, H.; SOARES-FILHO, B. A short presentation of Dinamica EGO. In: CAMACHO OLMEDO, M. T.; PAEGELow, M.; MAS, J. F.; ESCOBAR, F. **Geomatic approaches for modeling land change scenarios**. Switzerland: Springer, 2018. p. 493-498. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-60801-3>

SCHEUER, J. M.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J. Implicações para o bioma Pantanal do cultivo da cana de açúcar na Bacia do Alto Paraguai. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research médium**, v. 8, n. 2, p. 36-51, 2017.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas Sub-Regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, p.1703-1711, 1998.

SOARES-FILHO, B. et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913048107>

- SOARES-FILHO, B. et al. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. **Global change biology**, v. 10, n. 5, p. 745-764, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x>
- SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES H.; COSTA W. L. S. **Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO**. Belo Horizonte: Centro de Sensoriamento Remoto, 2009. 120 p.
- SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, H.; FOLLADOR, M. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. **Environmental Modelling & Software**, v. 43, p. 80-87, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.01.010>
- STEPANOV, O.; CÂMARA, G.; VERSTEGEN, J. A. Quantifying the effect of land use change model coupling. **Land**, v. 9, n. 2, p. 52, 2020. <https://doi.org/10.3390/land9020052>
- SZE, J. S. et al. Reduced deforestation and degradation in Indigenous Lands pan-tropically. **Nature Sustainability**, v. 5, n. 2, p. 123-130, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00815-2>
- UPADHYAY, T. P.; SOLBERG, B.; SANKHAYAN, P. L. Use of models to analyse land-use changes, forest/soil degradation and carbon sequestration with special reference to Himalayan region: A review and analysis. **Forest Policy and Economics**, v. 9, n. 4, p. 349-371, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2005.10.003>
- VELOSO, M. D. M. et al. Dinâmica Espaço-Temporal da Cobertura e Uso do Solo em Unidades de Conservação no Norte de Minas Gerais, Brasil, entre 1986 e 2015. **Biodiversidade Brasileira - BioBrasil**, v. 12, n. 2, p. 1-13, 2022. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v12i2.2032>

Recebido em: 30/11/2023

Aceito para publicação em: 12/03/2024