



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge>



Risco de desmatamento em áreas de Cerrado brasileiro

Daniela Castagna¹, Adilson Pacheco de Souza^{2*}, Laurimar Gonçalves Vendrusculo³, Cornélio Alberto Zolin⁴, Carla Rodrigues dos Santos⁵

¹Doutoranda em Física Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, Avenida Fernando Corrêa da Costa, Cidade Universitária, nº 2367, CEP 78060-900, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. (65) 3313 7306. danicastagna.geo@gmail.com. ²Professor Dr., Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT, Avenida Alexandre Ferronato, Distrito Industrial, nº1200, CEP 78550-728, Sinop, Mato Grosso, Brasil. (66) 3533-3116. pachecoufnt@gmail.com (*autor correspondente). ³Pesquisadora, Dr., Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Agrossilvipastoril – EMBRAPA, Rodovia MT 222, Km 2,5, s/n, CEP 78550-970, Sinop, Mato Grosso, Brasil. (66) 3211-4220. laurimar.vendrusculo@embrapa.br. ⁴Pesquisadora, Dr., Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Agrossilvipastoril – EMBRAPA, Rodovia MT 222, Km 2,5, s/n, CEP 78550-970, Sinop, Mato Grosso, Brasil. (66) 3211-4220. cornelio.zolin@embrapa.br. ⁵Professor Dra., Universidade do Estado de Mato Grosso, Avenida dos Ingás, Jardim Imperial, nº 3001, 78555-000, Sinop, Mato Grosso. (66) 3511-2100. carla.santos@unemat.br.

Artigo recebido em 20/07/2023 e aceito em 20/12/2023

RESUMO

O desmatamento é a retirada parcial ou total da cobertura vegetal natural e sua causa está associada a fatores físicos, sociais e econômicos. Este trabalho tem por objetivo determinar o risco de desmatamento para áreas de cobertura vegetal natural do bioma Cerrado, para 101 municípios distribuídos nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Goiás, em 2019. Foi utilizada a metodologia ACEU, que considera o risco de desmatamento a partir dos fatores acessibilidade, cultivabilidade, recursos extraíveis e áreas protegidas. Essa metodologia classifica as áreas em cinco ordens de risco; muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto, que correspondem a perda de 10, 30, 50, 70 e 90% de cobertura em 20 anos, respectivamente, sendo possível comparar o desmatamento estimado e o medido. Em 2019, os municípios de Mato Grosso tinham a maior cobertura vegetal natural, 8.443.799,21 ha, com 30,01% na classe de risco muito baixo de desmatamento, influenciado pela presença de áreas protegidas. Os municípios de Mato Grosso do Sul, tinham 3.376.271,62 ha (40,36% com risco médio de desmatamento). Nesses dois estados as diferenças entre o desmatamento estimado e medido (por imagens orbitais) foi superestimado, com 14.769,96 e 65.892,49 ha, respectivamente. Os municípios mineiros tinham 2.639.221,74 de cobertura vegetal com cerca de 27,01% com risco médio de desmatamento e os municípios de Goiás tinham a menor cobertura, com 2.410.893,09 ha, cerca de 28,19% com risco muito baixo de desmatamento, em ambos os casos o desmatamento estimado foi menor que o medido, foi subestimado, com diferença de 39.673,41 e 3.985,99 ha, respectivamente. Identificar o risco de desmatamento é pensar na possibilidade de planejar medidas que mitiguem a perda vegetal natural.

Palavras-chaves: desflorestamento, geoprocessamento, vegetação natural, Brasil.

Deforestation risk in Brazilian Cerrado areas

ABSTRACT

Deforestation is the partial or total removal of natural vegetation cover and its cause is associated with physical, social and economic factors. This work aims to determine the deforestation risk for areas of natural vegetation cover of the Cerrado biome, for 101 municipalities distributed in the states of Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais and Goiás, in 2019. The ACEU methodology was used, which considers the risk of deforestation from the factors accessibility, cultivability, extractable resources, and protected areas. This methodology classifies the areas into five orders of risk; very low, low, medium, high and very high, which correspond to the loss of 10, 30, 50, 70 and 90% of cover in 20 years, respectively, being possible to compare estimated and measured deforestation. In 2019, the municipalities of Mato Grosso had the highest natural vegetation cover, 8,443,799.21 ha, with 30.01% in the very low deforestation risk class, influenced by the presence of protected areas. The municipalities of Mato Grosso do Sul, had 3,376,271.62 ha (40.36% at medium deforestation risk). In these two states the differences between estimated and measured deforestation (by orbital images) was overestimated, with 14,769.96 and 65,892.49 ha, respectively. The municipalities of Minas Gerais had 2,639,221.74 of vegetation cover with about 27.01% with medium risk of deforestation and the municipalities of Goiás had the lowest cover, with 2,410,893.09 ha, about 28.19% with very low risk of deforestation, in both cases the estimated deforestation was lower than measured, it was underestimated, with a difference of 39,673.41 and 3,985.99 ha, respectively. Identifying the risk of deforestation is to think about the possibility of planning measures that mitigate natural vegetation loss.

Keywords: deforestation, geoprocessing, natural vegetation, Brazil.

Introdução

O desmatamento é um grande problema ambiental que provoca uma série de impactos negativos nos ecossistemas, como a perda de biodiversidade (Barnes et al., 2017; Betts et al., 2017; Giam, 2017), alterações nos padrões de precipitação e comportamento dos componentes do ciclo hidrológico (evapotranspiração, infiltração e precipitação) (Chambers & Artaxo, 2017; D'Almeida et al., 2007), incremento na emissão de dióxido de carbono (Ahmad et al., 2018; Gatti et al., 2021), dentre outros.

Desde 1990, o mundo perdeu 420 milhões de hectares de florestas nativas, com médias de 7,8 e 4,7 milhões ha/ano entre 1990 - 2000 e 2010 - 2020, respectivamente; a expansão agropecuária foi responsável por cerca de 73% da mudança de uso e cobertura do solo (Food and Agriculture Organization [FAO] & United Nations Environment Programme [UNEP], 2020). Na América Latina, entre 2000 e 2010, 84% de toda área desmatada foi convertida em áreas agrícolas (Hosonuma et al., 2012).

No bioma Cerrado, de acordo com Sano et al. (2009), até 2002, foram convertidos em torno de 541.495 km² em pastagens, 215.868 km² em áreas de agricultura e 31.654 km² em silvicultura. Lahsen et al. (2016) apontaram que entre 2009 e 2010, 95% do algodão, 54% da soja, 55% da carne e 41% do leite, produzidos no Brasil, originaram-se do bioma Cerrado. Corroborando com as informações, dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil - MapBiomas, em 2020, indicaram que 43% da área do Cerrado foi ocupada pela agropecuária, sendo que destes, 29% pela agricultura, 17% mosaico de agricultura ou pastagem e 54% de pastagens (MapBiomas, 2021). Strassburg et al. (2017) ainda mostraram que em projeções futuras até 2050, se a expansão agrícola continuar no ritmo atual nesse bioma, restará aproximadamente 32,5% da cobertura natural de Cerrado no Brasil.

Nas condições do Centro-Oeste brasileiro, a agropecuária, foi e ainda é responsável pela substituição de área com coberturas por vegetação natural, no entanto, alguns fatores podem facilitar ou dificultar a implantação de sistemas produtivos monoculturais (Mayfield et al., 2020; Rojas et al., 2021). As características físicas propícias para o desenvolvimento agropecuário, como áreas de menor declividade que favoreça a mecanização agrícola, características físicas e químicas do solo e condições climáticas favoráveis (principalmente precipitação e temperatura do ar), são fatores que promovem o desmatamento (Morel et al., 2015a;

Müller & Mburu, 2009), e, isso pode ser potencializado quando associa-se essas condições, com as componentes sociais e econômicas, com destaques para a disponibilidade e concessão de créditos e a ausência de mecanismos de regulação ambiental, que também facilitam o desmatamento (Assunção et al., 2020).

Além da agropecuária, a existência de recursos de valor e interesse econômico também contribui para o desmatamento, como a extração de recursos minerais e de madeira (Chaves et al., 2021; Farias & Coelho 2002). A extração de minerais, em especial do ouro, se entrelaça com o histórico de ocupação brasileira e até os dias atuais modifica o uso e ocupação da terra e provoca diversos impactos negativos no meio ambiente (Lima, 2010; Rezende, 2016). Outro fator que promove o desmatamento é a disponibilidade de acesso as áreas florestadas, que facilita a exploração florestal, viabiliza a implantação de novos sistemas de produção e favorece o escoamento de produtos, além de incentivar a imigração (Gómez-Ossa & Botero-Fernández, 2017; Laurance et al., 2014). Segundo Barber et al. (2014), há influência do acesso a rodovias e rios navegáveis na exploração de recursos naturais, e em casos de acesso, a existência de áreas protegidas legalmente são formas de evitar o desmatamento.

As áreas protegidas legalmente são importantes para mitigar (evitar) o desmatamento, diferentemente dos outros fatores supracitados, que impulsionam. Contudo, apesar dos biomas não-florestais, como é o caso do Cerrado, serem importantes provedores de serviços ecossistêmicos e terem alta taxa de endemismo, existem poucas áreas protegidas legalmente quando se compara com biomas florestais; enquanto o Cerrado tem 8,72% de área protegida, a Mata Atlântica e a Amazônia possuem 9,84 e 28%, respectivamente (Overbeck et al., 2015; Ribeiro & Borges, 2021).

Com a análise de forma conjunta de fatores que favorecem ou inibem o desmatamento, é possível realizar projeções e previsões, possibilitando um planejamento estratégico para evitar a perda da vegetação natural (Di Lallo et al., 2017; Ferreira et al., 2007). O método denominado por ACEU tem este formato, e, por meio de dados espaciais, utiliza-se fatores determinantes do desmatamento como a acessibilidade, cultivabilidade ou aptidão agrícola, existência de recursos extraíveis e existência de áreas protegidas, para avaliar o risco potencial de desmatamento de áreas ainda com cobertura vegetal natural (Tipper & Bournazel, 2018).

O método ACEU faz parte da metodologia “hectares indicador”, utilizada para avaliar o desmatamento evitado a partir de intervenções de projetos financiados pelo governo do Reino Unido em países em desenvolvimento, sendo empregado em diferentes localidades (Wollen, 2013; Morel et al., 2015b; 2015c). No Brasil, essa metodologia foi aplicada em vinte municípios do bioma Amazônia (Mato Grosso e Pará – 10 em cada estado), nos anos de 2016 e 2017 (Vendrusculo et al., 2019), enquanto no bioma Cerrado, essa metodologia foi aplicada em 77.835.133 ha, nos estados da Bahia, Tocantins e Goiás (Morel et al., 2015a).

Identificar as áreas com risco de serem desmatadas é uma informação de fundamental importância para implantação de políticas públicas com o intuito de evitar novas perdas de vegetação natural. Além disso, vêm ao encontro dos esforços internacionais vinculados aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), sobretudo vinculados a fome zero e agricultura sustentável (ODS 2), consumo e produção responsáveis (ODS 12) e ação contra a mudança global do clima (ODS

13). Neste contexto, o objetivo deste trabalho é verificar o risco de desmatamento para as áreas de cobertura vegetal natural em 101 municípios localizados no Cerrado brasileiro.

Material e métodos

Foram selecionados 101 municípios distribuídos nos estados de Mato Grosso (25), Goiás (25), Minas Gerais (25) e Mato Grosso do Sul (26), que perfazem uma área territorial de 46.012.621 ha (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2021). Em 2019, esses 101 municípios apresentavam 16.870.185,66 ha de cobertura vegetal natural (MapBiomas, 2021) (Figura 1), sendo destes, 8.443.799,21 (MT), 3.376.271,62 (MS), 2.410.893,09 (GO) e 2.639.221,74 ha (MG), respectivamente; além disso, esses valores de áreas representavam cerca de 52,32; 23,69; 29,06 e 36,03% da área total dos municípios avaliados em cada estado, respectivamente.

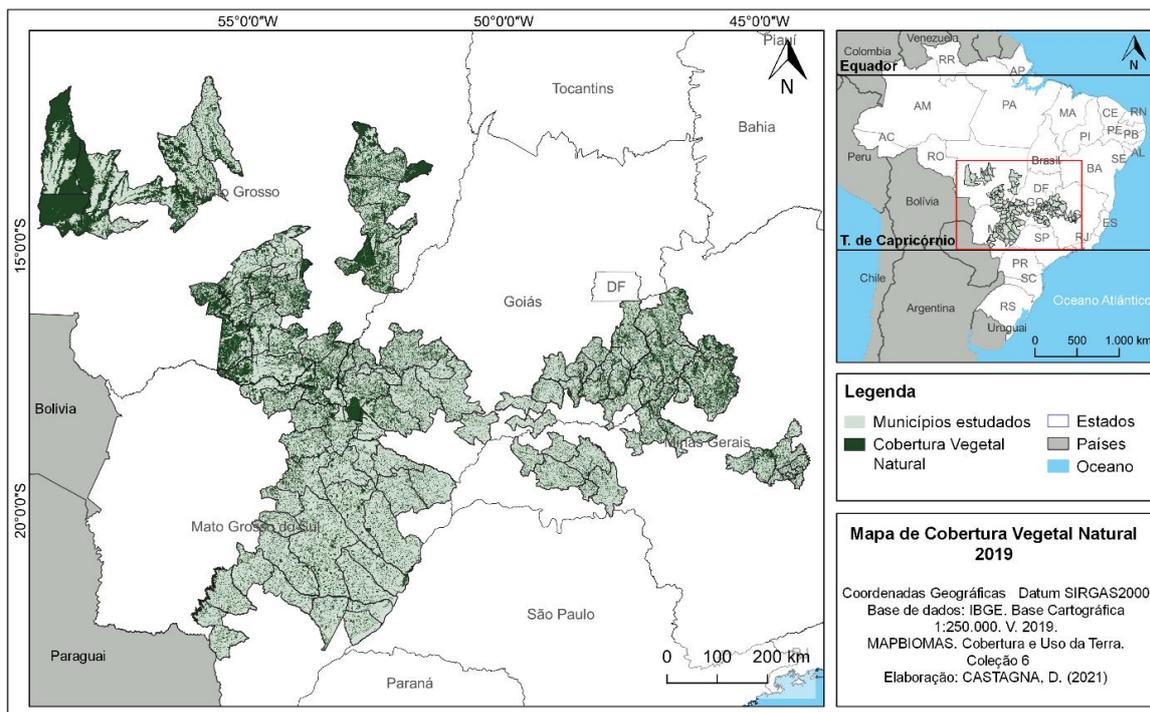


Figura 1. Localização e cobertura vegetal natural dos municípios estudados, em 2019, de acordo com o produto cobertura e uso da terra do projeto MapBiomas, coleção 6.0.

Como o Cerrado apresenta fisionomias além da cobertura florestal com ocorrência de espécies arbustivas e herbáceas (Ribeiro & Walter, 2008), optou-se por utilizar a terminologia “cobertura vegetal natural”, para apontar as áreas consideradas naturais no bioma. Conforme as

classes do produto “Uso e Cobertura da Terra”, do projeto MapBiomas, coleção 6.0, os seguintes tipos de cobertura do solo são enquadrados nessa tipificação supracitada: formação florestal, formação savânica, formação campestre, campo alagado ou área pantanosa.

Risco de desmatamento

Para determinar o risco de desmatamento foi utilizado o método ACEU (Morel et al., 2015a), que permite classificar se a cobertura vegetal natural está em maior ou menor risco de desmatamento, em função da influência de fatores às quais estão submetidas.

$$RISK = (A + C + E) - U \quad (\text{Equação 1})$$

em que: RISK - risco de desmatamento; A – accessibility, fator acessibilidade; C – cultivability, fator de aptidão agrícola; E – extractability, fator referente a existência de recursos extraíveis; U – protection status, fator de status de proteção.

Acessibilidade (A)

Os acessos as áreas florestadas, segundo a metodologia, promovem e facilitam a exploração florestal e o desmatamento em áreas remotas, incentivando a imigração e o aumento da exploração agrícola (Morel et al., 2015a).

Para verificar a acessibilidade, foi utilizada a base de dados do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2021) para rodovias estaduais e federais. Ao longo da malha viária foi estabelecido uma área de amortecimento, dividida em cinco classes, com intervalo de 4,5 km para cada classe, totalizando 22,5 km de amortecimento para cada lado, ao longo da via (Morel et al., 2015a). As classes com maior valor de risco são aquelas que estão mais próximas a rodovia, diminuindo o risco ao distanciar-se das vias de acesso, ou seja, as classes de risco variam de 1 a 5, para distâncias de 22,5; 18; 13,5; 9 e 4,5 km, respectivamente (Morel et al., 2015a).

Cultivabilidade (C)

O risco referente a cultivabilidade está ligado a maior ou menor aptidão agrícola do solo, sendo que, áreas com maior aptidão agrícola, possuem maior risco de desmatamento, pois sofrem maior pressão para o desenvolvimento de áreas agricultáveis, enquanto as de menor aptidão, sofrem menor pressão (Morel et al., 2015a).

Primeiramente foi verificado, através do shapefile de solos do IBGE, quais solos ocorrem nos municípios avaliados, e, posteriormente, realizou-se buscas no banco de dados Sistema de Informação de Solos Brasileiros da Embrapa, que traz informações de amostragens e análises químicas e físicas dos solos correspondentes, permitindo assim, obter todas as informações necessárias sobre pedologia para a construção da aptidão agrícola. Como as análises de solos foram

realizadas e suas informações disponibilizadas por horizontes, para designar os atributos e definir a aptidão agrícola, foram consideradas as informações contidas nos horizontes A e B, assim como suas variações.

A metodologia empregada para determinação da aptidão agrícola foi a proposta por Hamada et al. (2007), que é baseada na metodologia de Ramalho Filho e Beek (1995). Para chegar ao mapa de aptidão agrícola, foram obtidos os atributos vinculados a deficiência de fertilidade (DF), suscetibilidade à erosão (SE), deficiência de água (DA), impedimento à mecanização (IM) e deficiência de oxigênio (DO). As metodologias para obtenção de cada atributo foram apresentadas por Castagna (2022). Posteriormente, empregou-se a álgebra de mapas para unir as características espaciais de cada fator analisado, e, definir a espacialização da aptidão agrícola para os municípios avaliados. A aptidão agrícola foi classificada em quatro classes: boa, regular, restrita e inapta, com pesos variando de 4 a 1, respectivamente.

Valor Extraível (E)

O valor extraível indica a presença de matéria prima com valor comercial, que por sua vez, perfaz que áreas com existência desses elementos sofre maiores pressões, que resultam em degradação ambiental e desmatamento (Morel et al., 2015a).

Para dados de valor extraível, considerou-se a existência de cobertura vegetal natural remanescente em 2019 e a presença de extração de mineração. Deste modo, as áreas com presença de recursos, foram atribuídos peso 1, enquanto para a ausência o peso foi 0. Para o dado de cobertura vegetal natural foi utilizado o banco de dados do Mapbiomas, coleção 6, produto “uso e cobertura da terra” cuja composição de classes foi apresentada anteriormente (MapBiomas, 2021) (Figura 2). Por sua vez, para a presença de extração mineral, foi utilizado o banco de dados da Agência Nacional de Mineração (ANM), disponível na plataforma Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE), produto processos minerários ativos (SIGMINE, 2021) (Figura 2).

Status de Proteção (U)

O risco de status de proteção refere-se a áreas legalmente protegidas sejam elas estaduais, federais e municipais. Como referência foi utilizado o banco de dados do IBGE, da Base Cartográfica Contínua do Brasil, na escala

1:250.000, versão 2021, para Unidades de Conservação e Terras Indígenas (Figura 3).

Pela premissa de serem áreas com proteção do aspecto legal, pressupõe que não deve ocorrer desmatamento, ou seja, o status de proteção reduz

o risco de desmatamento. A partir desta concepção, foi atribuído valor 0 para áreas sem proteção e 1 para áreas com proteção.

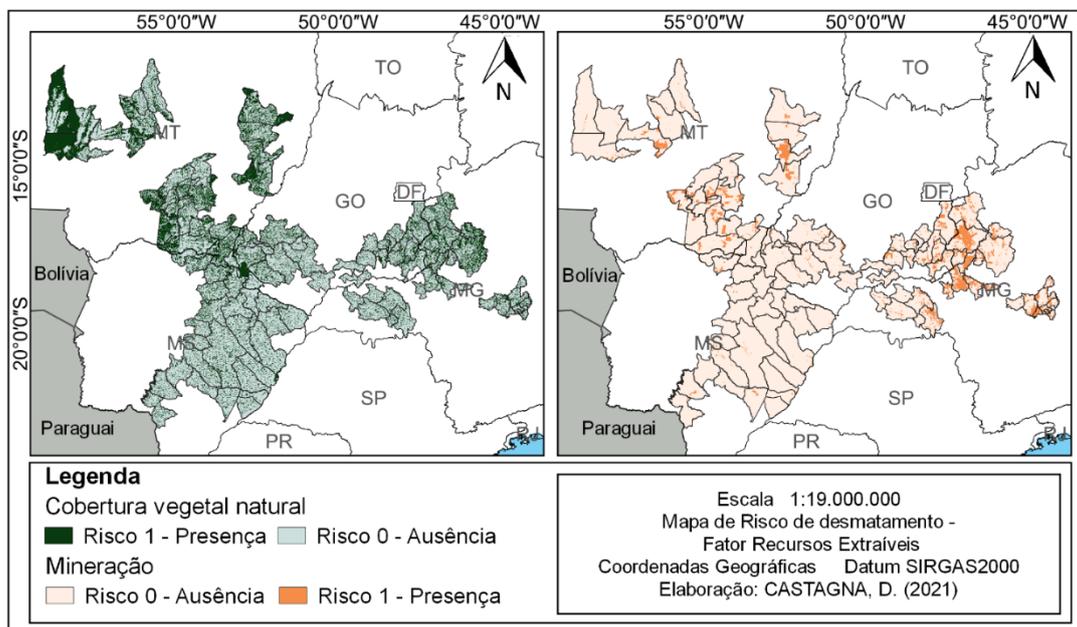


Figura 2. Distribuição espacial do fator presença e ausência de recursos extraíveis. À esquerda e direita, referem-se ao recurso extraível do tipo cobertura vegetal natural e do tipo mineração, respectivamente.

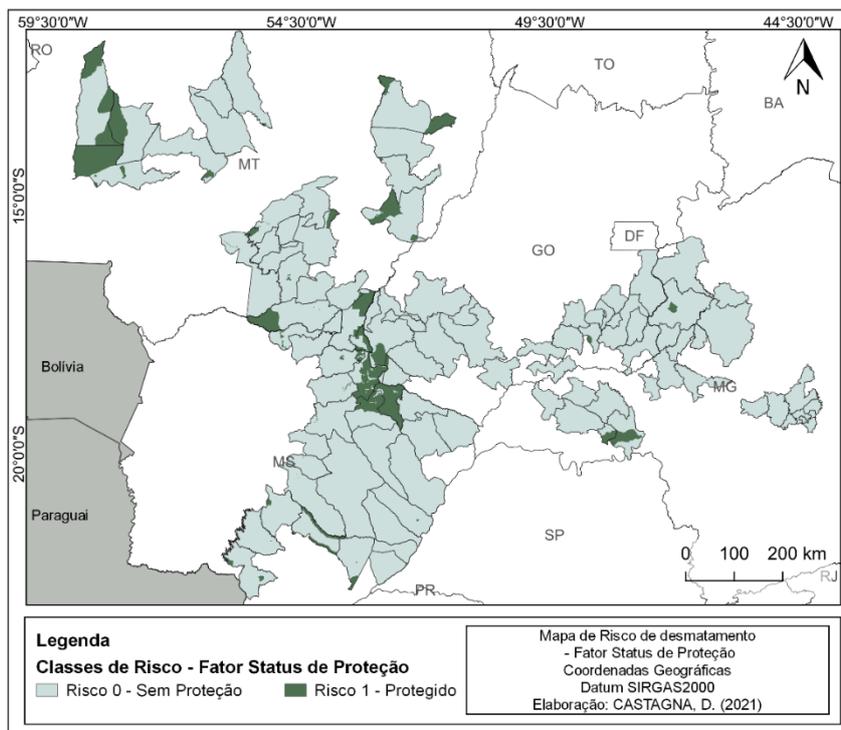


Figura 3. Distribuição espacial da presença ou ausência de área com status de proteção legal (terras indígenas e unidades de conservação), nos municípios avaliados.

Obtidas todas as informações quanto aos fatores de risco de desmatamento, empregou-se a

técnica da álgebra de mapas, com a soma dos fatores, acessibilidade, cultivabilidade, valor

extraível e subtração do status de proteção. De acordo com instruções da metodologia apresentada por Morel et al. (2015a), houve a necessidade de reclassificar as classes pelo método quartil, resultando em 5 ordens de risco (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de risco de desmatamento de acordo com o método ACEU.

Peso	Classe de Risco
1	Muito baixo
2	Baixo
3	Médio
4	Alto
5	Muito alto

Fonte: Morel et al. (2015)

Essa metodologia do risco de desmatamento, aponta que é possível quantificar o desmatamento em uma projeção de 20 anos, caso nenhuma intervenção para interrompê-lo seja tomada. Nas áreas consideradas de baixo risco do desmatamento, espera-se uma perda de cobertura vegetal natural de 10% no período de 20 anos; por conseguinte para as classes de risco baixo, médio, alto e muito alto, as perdas são de 30, 50, 70 e 90% no período de 20 anos, respectivamente (Morel et al., 2015a; Vendrusculo et al., 2019).

Deste modo é possível verificar o quão assertivo é a metodologia, comparando a diferença entre o valor estimado de perda de cobertura para o

ano de avaliação (2019) e o valor medido de desmatamento. Para referência como valor medido de desmatamento em 2019, foi realizada a subtração da cobertura vegetal natural de 2020 em função de 2019, com o uso do produto “Uso e Cobertura da Terra” da plataforma Mapbiomas coleção 6.0, considerando novamente as classes: formação florestal, formação savânica, formação campestre, campo alagado ou área pantanosa.

Resultados e discussões

O fator acessibilidade para o risco de desmatamento indica que a área estudada possui uma ocupação territorial consolidada, visto que, a infraestrutura viária existente é bem desenvolvida e com boa densidade de rodovias e/ou estradas vicinais implantadas. Em alguns casos, toda a extensão territorial municipal sofre influência do fator acessibilidade vinculado às estradas (Figura 4), corroborando com as observações de Morel et al. (2015a) no estado de Goiás.

Os municípios que ainda possuem alguma área com acesso restrito em função da acessibilidade, ou seja, áreas com nenhum risco de desmatamento, são aqueles que tem grandes áreas em unidades de conservação, como são os casos das regiões localizadas nos municípios matogrossenses de Sapezal, Tangará da Serra e Canarana (Figura 4).

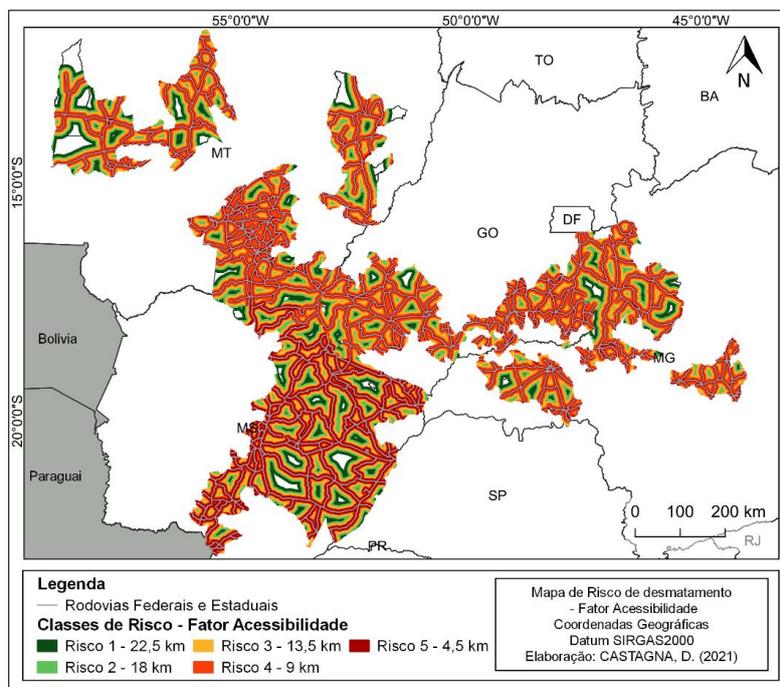


Figura 4. Risco de desmatamento de acordo com o fator acessibilidade, para 101 municípios localizados no bioma Cerrado.

Quanto ao fator de risco Cultivabilidade (vinculado à aptidão agrícola), 7,58% da área estudada é considerada como inapta para a agricultura, indicando menor pressão para a implantação da agricultura, e, menor risco de desmatamento (risco 1). Em geral, essas áreas apresentam características limitantes como solos pobres em fertilidade, deficiência de água e/ou oxigênio, impedimento para a mecanização e suscetibilidade à erosão. Os municípios de Mato Grosso apresentam maiores percentuais de área nesta classe, totalizando 1.613.234 ha (Figura 5 e tabela 2).

A classe “restrita” à aptidão agrícola (risco de ordem 2 para o desmatamento) apresenta ocupação de 31,57% da área, com maior destaque nos municípios goianos, que perfazem 3.427.328

ha (41,73%) nessa classe (Figura 5 e tabela 2).

A classe considerada “regular” para a aptidão agrícola, com risco 3 para o desmatamento, é a de maior abrangência, com 14.976.106 ha ou 32,85% da área dos 101 municípios. Essa é a principal classe nos municípios mineiros e mato-grossenses, com 67,60 e 35,88% das suas áreas, respectivamente. A classe de aptidão agrícola considerada “boa”, com peso é 4 para o risco de desmatamento, está presente em 28% da área estudada, cerca de 12.767.455 ha; apresenta predominância nos municípios de Mato Grosso do Sul, cobrindo 53,05% - 7.440.806 ha (Figura 5 e tabela 2)

Tabela 2. Aptidão agrícola dos solos, classificada em quatro classes. Área dos municípios agrupada de acordo com os estados que pertencem.

Estados	Classes de Aptidão Agrícola				
	Inapta	Restrita	Regular	Boa	Total
	Área em hectare				
MT	1.613.234	4.761.617	5.778.151	3.950.109	16.103.111
%	10,02	29,57	35,88	24,53	100
MS	702.887	4.531.688	1.350.908	7.440.806	14.026.288
%	5,01	32,31	9,63	53,05	100
MG	396.182	1.674.817	4.902.584	278.889	7.252.471
%	5,46	23,09	67,6	3,85	100
GO	744.498	3.427.328	2.944.463	1.097.651	8.213.940
%	9,06	41,73	35,85	13,36	100
Total	3.456.801	14.395.450	14.976.106	12.767.455	45.595.812
%	7,58	31,57	32,85	28	100

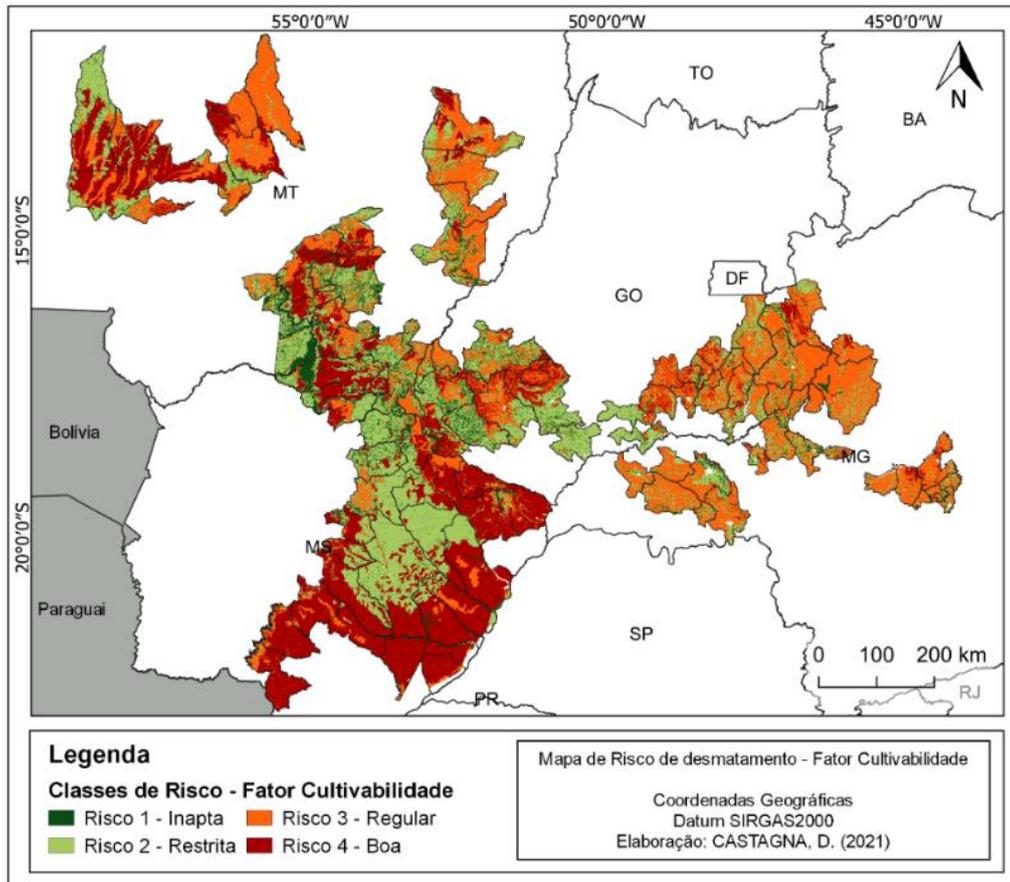


Figura 5. Espacialização do risco de desmatamento de acordo com a cultivabilidade, para 101 municípios localizados no bioma Cerrado.

Em se tratando de status de proteção, as áreas com proteção legal obtidas nos municípios avaliados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Goiás são de 2.412.275, 1.020.460, 202.462 e 143.032 ha, respectivamente; essas áreas são unidades de conservação e/ou terras indígenas. O status de proteção impactou o risco de desmatamento, principalmente nos municípios mato-grossenses, que apresentavam maiores percentuais de cobertura vegetal natural em 2019, e, em torno de 30,01% estavam na classe de risco muito baixo (Tabela 3). É possível identificar uma importante conexão entre a manutenção da cobertura vegetal natural com as áreas protegidas legalmente, evidenciando a importância das unidades de conservação e terras indígenas (Figura 6 e Tabela 3). A importância das áreas protegidas como forma de diminuir o risco e evitar o desmatamento também é apontado por Vendrusculo et al. (2019), em áreas do bioma Amazônia, sendo que esses autores destacaram as áreas protegidas do Parque do Aripuanã, terra indígenas da Serra Morena e Enawenê-Nawê em Juína (MT), o Parque do Xingu e terra indígena

Wawi em Querência (MT).

Ainda no Mato Grosso, de modo geral, a metodologia previu uma perda de cobertura vegetal natural de 192.376,43 ha; no entanto, o desmatamento medido foi de 126.483,94 ha, resultando em superestimativa de 65.892,49 ha. A classe de risco “muito baixo” foi a única que teve desmatamento previsto menor do que o medido, indicando que possivelmente outros fatores, sociais e econômicos, não utilizados na metodologia, estão influenciando no desmatamento regional. Por outro lado, nas classes de risco “baixo” à “muito alto”, ocorreram diferenças positivas, com superestimativas do desmatamento estimado pela metodologia (Tabela 3).

Para os municípios de Mato Grosso do Sul, 40,36% da cobertura vegetal natural estava na classe de risco “médio” para o desmatamento; e, para as classes de risco “muito baixo” e “baixo”, o desmatamento estimado foi apresentou valores menores do que as observações de desmatamento medido em 2019 (Tabela 3) **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Tabela 3. Áreas de cobertura vegetal natural, desmatamento estimado e medido, em função das classes de risco de desmatamento, para 101 municípios do bioma Cerrado, de quatro estado, no ano de 2019.

UF	Classes	Vegetação	%	Desmatamento	Desmatamento	Diferença
		Natural		Estimado	Medido	
ha						
MT	Muito baixo	2.534.100,74	30,01	12.670,50	18.719,56	-6.049,06
	Baixo	1.257.239,57	14,89	18.858,59	15.292,24	3.566,35
	Médio	1.638.160,86	19,40	40.954,02	24.117,15	16.836,87
	Alto	1.575.009,95	18,65	55.125,35	30.792,49	24.332,86
	Muito Alto	1.439.288,09	17,05	64.767,96	37.562,50	27.205,46
	Total	8.443.799,21	100	192.376,43	126.483,94	65.892,49
MS	Muito baixo	541.392,91	16,04	2.706,96	9.423,55	-6.716,59
	Baixo	474.199,17	14,05	7.112,99	9.406,84	-2.293,85
	Médio	1.362.829,76	40,36	34.070,74	28.009,93	6.060,81
	Alto	521.461,39	15,44	18.251,15	11.356,07	6.895,08
	Muito Alto	476.388,38	14,11	21.437,48	10.612,97	10.824,51
	Total	3.376.271,62	100	83.579,32	68.809,36	14.769,96
GO	Muito baixo	679.614,39	28,19	3.398,07	12.790,08	-9.392,01
	Baixo	530.124,84	21,99	7.951,87	10.908,99	-2.957,12
	Médio	638.377,29	26,48	15.959,43	14.446,68	1.512,75
	Alto	432.557,19	17,94	15.139,50	11.019,87	4.119,63
	Muito Alto	130.219,38	5,40	5.859,87	3.129,12	2.730,75
	Total	2.410.893,09	100	48.308,75	52.294,74	-3.985,99
MG	Muito baixo	539.435,97	20,44	2.697,18	15.253,11	-12.555,93
	Baixo	526.012,29	19,93	7.890,18	17.627,40	-9.737,22
	Médio	712.849,14	27,01	17.821,23	27.725,85	-9.904,62
	Alto	646.378,83	24,49	22.623,26	28.476,72	-5.853,46
	Muito Alto	214.545,51	8,13	9.654,55	11.276,73	-1.622,18
	Total	2.639.221,74	100	60.686,40	100.359,81	-39.673,41

Os 25 municípios goianos avaliados, tinham a menor cobertura vegetal natural de Cerrado em 2019, no entanto, 50,18% dessas áreas estavam nas classes consideradas de risco “muito baixo” e “baixo” para o desmatamento. Essa condição decorreu da dificuldade de acesso a locais com vegetação natural, principalmente em alguns municípios à Oeste no estado, que apresentam a menor aptidão agrícola e estão próximas à unidade de conservação na divisa com Mato Grosso do Sul (Parque Nacional das Emas). No estado de Goiás, pode-se considerar que a metodologia apresentou melhores estimativas, com menores diferenças entre valores de desmatamento estimados e

medidos em 2019 (Figura 6 e Tabela 3).

Nos 25 municípios do estado de Minas Gerais, foram observados os maiores percentuais de áreas nas classes de risco “médio” e “alto” para o desmatamento (51,50%), visto que grande percentual da área dos municípios avaliados apresentava classe de risco “regular” para a aptidão agrícola e a presença do recurso extraível do tipo mineração. Nesse estado, para todas as classes, o desmatamento estimado foi menor do que o medido, sendo decrescente as diferenças com aumento do risco de desmatamento (Figura 6 e Tabela 3).

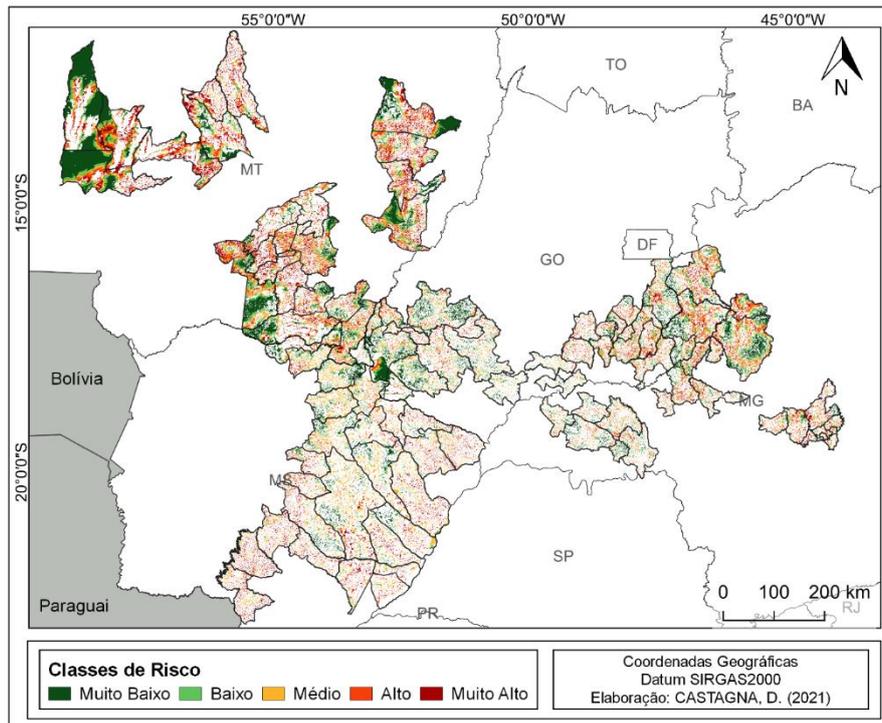


Figura 6. Espacialização do risco de desmatamento para a cobertura vegetal natural em 2019, para 101 municípios localizados no bioma Cerrado.

Para todos os estados/municípios avaliados, na classe de risco “muito baixo”, os valores estimados de área desmatada foram maiores do que na referência (medida) para o ano de 2019. Em geral, essas áreas apresentam, sobretudo, características de aptidão agrícola inapta ou restrita e são distantes das rodovias; por conseguinte, ainda não apresentam potencial agropecuário para ocupação. Segundo Grecchi et al. (2014), em situações que as áreas de melhor aptidão agrícola estão completamente ocupadas, ocorre um movimento de ocupação das áreas de menor aptidão; essa condição, indica a necessidade de avaliações periódicas futuras dos níveis de desmatamento, mesmo nessas regiões consideradas com risco “muito baixo”. Quanto a acessibilidade, segundo Trigueiro et al. (2020), as principais rodovias do Cerrado foram construídas por volta de 1960 e as áreas mais próximas foram ocupadas imediatamente após a construção; deste modo, a ocupação das áreas mais distantes ocorre de forma tardia, sendo também influenciada pela especulação imobiliária, visto que essas localidades tendem a apresentar preços baixos das terras.

Nos municípios mato-grossenses, verifica-se que na grande maioria foram observadas subestimativas do desmatamento, visto que apenas seis municípios, apresentaram desmatamento

medido maior do que o estimado para o ano de 2019 (Dom Aquino, Juscimeira, Pedra Preta, Poxoréu, Rondonópolis e São Pedro da Cipa). Destaque pode ser dado para Poxoréu, que teve 2.330,58 ha desmatados a mais do que era estimado para o ano de 2019. E ainda, os municípios de Alto Taquari e Primavera do Leste, foram os que os dados estimados e medidos mais próximos entre si, com diferenças de 108,56 e 137,43 ha, respectivamente (Suplementar Apêndice A).

A subestimativa dos dados de desmatamento no Mato Grosso pode estar ligada ao Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e Incêndios Florestais do Estado de Mato Grosso (PPCDIF/MT), que tem por planejamento estratégico realizar ações preventivas ao desmatamento e aos incêndios florestais, e por meio de fiscalização autuar desmatamentos ilegais no estado (Mato Grosso, [s.d]). Os resultados dessas ações apontaram uma redução de 22% de desmatamento entre agosto de 2018 e junho de 2019, comparando com o mesmo período de 2017 e 2018 (Mato Grosso, 2019).

Nos municípios de Mato Grosso do Sul, também foi observado que em sua maioria, a área desmatada foi menor do que a estimada pela metodologia ACEU para o ano de 2019; dos 26 municípios avaliados no MS, apenas seis apresentaram valores de desmatamento

superestimados. Ainda, três municípios tiveram a diferença entre o estimado e o medido, menor que 100 hectares (Figueirão, Paranaíba e Campo Grande), e, neste último (capital do estado), a diferença entre o desmatamento estimado e medido foi de 6,79 ha (Suplementar Apêndice B). No estado de Goiás, em 7 dos 25 municípios avaliados, a diferença entre o valor de desmatamento estimado e medido foi menor que 100 hectares; em Palmelo, essa diferença foi de apenas 3,92 ha (Suplementar Apêndice C).

Na contramão das observações nos outros três estados, nos 25 municípios de Minas Gerais, em sua grande maioria, foram observados valores negativos, com desmatamento medido maior do que o estimado para 2019. Apenas Ituiutaba e Uberlândia apresentaram subestimativas de desmatamento de 343 e 468,9 ha, respectivamente; no entanto, para ambos os casos, as classes de risco “muito baixo” apresentou desmatamento maior do que o estimado. Nessa mesma região (Monte Alegre de Minas) as diferenças entre desmatamento estimado e medido foi menor que 100 ha (Suplementar Apêndice D).

Em uma análise conjunta, os resultados obtidos nesse trabalho apresentaram valores diferentes entre o desmatamento esperado e o desmatamento medido. Esse comportamento também foi observado por Vendrusculo et al. (2019), que ainda, ao analisar dois anos diferentes, encontram maiores discrepâncias de valores em 2016 quando comparado com 2017. Morel et al. (2015c) apontaram que a conjuntura política e distúrbios ambientais como secas e inundações, são fatores não contabilizados pela metodologia ACEU, mas que podem interferir na perda de cobertura vegetal natural. Já Morel et al. (2015b) também alertam para a necessidade de utilização de inventários que contabilizem espécies de árvores com maior valor comercial, pois podem influenciar em maiores desmatamentos.

No entanto apesar das diferenças entre os valores estimados e medidos, Rideout et al. (2013) ao comparar os métodos, salientam que a metodologia ACEU é de fácil aplicação e compreensão para não especialistas; além disso, apresenta baixa exigência quanto as configurações computacionais para a processamento dos dados. Nesse sentido, essa metodologia apresenta enorme potencial para o planejamento e a gestão ambiental, sobretudo, na busca por uma conjuntura colaborativa dos setores produtivo agropecuário e extrativista com o setor ambientalista, de tal forma, que esforços possam ser canalizados para a construção e/ou atualização de zoneamentos

produtivos no Cerrado e em outros biomas brasileiros.

Considerações finais

A metodologia avaliada se mostra uma boa ferramenta para o acompanhamento de áreas com maior risco de desmatamento, possibilitando estabelecer propostas que diminuam e/ou mitiguem o desmatamento, principalmente naquelas áreas de menor cobertura e maior área de risco.

Os 25 municípios avaliados em Minas Gerais, apresentam cenários preocupantes quanto ao desmatamento, por já apresentarem menores percentuais de cobertura vegetal natural, e, majoritariamente, em 2019 também apresentaram níveis de desmatamento superiores às estimativas realizadas pela metodologia ACEU.

De modo geral, os resultados não mostraram concordância exata entre os valores estimados e o medido, no entanto, pode ser considerada como uma boa ferramenta para identificar as áreas de risco de desmatamento, podendo ser utilizado para ações de políticas públicas direcionadas para áreas prioritárias de manutenção da cobertura vegetal natural.

Agradecimentos

Esta pesquisa foi desenvolvida no âmbito do Projeto Rural Sustentável - Cerrado, financiado pela Cooperação Técnica aprovada pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), com recursos do Financiamento Internacional do Clima do Governo do Reino Unido, tendo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) como beneficiário institucional. O Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade (IABS) é o responsável pela execução e administração do projeto e a Associação Rede ILPF, por meio da Embrapa, é a responsável pela coordenação científica e apoio técnico.

Referências

- Ahmad, A., Liu, Q. J., Nizami, S. M., Mannan, A.; Saeed, S. 2018. Carbon emission from deforestation, forest degradation and wood harvest in the temperate region of Hindukush Himalaya, Pakistan between 1994 and 2016. *Land use policy*, 78, 781-790. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.07.009.
- Assunção, J., Gandour, C., Rocha, R., Rocha, R. 2020. The effect of rural credit on deforestation: evidence from the Brazilian Amazon. *The Economic Journal*, 130(626), 290-330. DOI:

- 10.1093/ej/uez060
 Barber, C. P., Cochrane, M. A., Souza Júnior, C. M., Laurance, W. F. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological conservation*, 177, 203-209. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.07.004
- Barnes, A. D., Allen, K., Kreft, H., Corre M. D., Jochum, M., Veldkamp, E., Clough, Y., Daniel, R., Darras, K., Denmead, L. H., Haneda, N. F., Hertel, D., Knohl, A., Kotowska, M. M., Kurniawan, S., Meijide, A., Rembold, K., Prabowo, W. E., Schneider, D., Tschardt, T., Brose, U. 2017. Direct and cascading impacts of tropical land-use change on multi-trophic biodiversity. *Nature Ecology & Evolution*, 10 (1), 1511–1519. DOI: 10.1038/s41559-017-0275-7
- Betts, M. G., Wolf, C., Ripple, W. J., Phalan, B., Millers, K. A., Duarte, A., Butchart, S. H. M., Levi, T. 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547(7664), 441-444. DOI: 10.1038/nature23285
- Castagna, D. 2022. Erosividade e risco de desmatamento em áreas de Cerrado [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso]. Repositório Digital do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso.
<https://cms.ufmt.br/files/galleries/95/Disserta%C3%A7%C3%B5es%202022/Pd8a62648e6b2cc6d84107e8b5ad91eb33b8a28f3.pdf>
- Chambers, J. & Artaxo, P. 2017. Deforestation size influences rainfall. *Nature Climate Change*, 7(3), 175–176. DOI: 10.1038/nclimate3238
- Chaves, E. P., Menezes, C. G. P., Monteiro, A. C., Rocha, R. M., Chaves, E. P. C., Bibiano, I. S. 2021. Desmatamento induzido pela mineração: análise espacial no município de Oriximiná (PA). *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, 2(1), 02-13. DOI: 10.5281/zenodo.4743919
- D'Almeida, C. Vörösmarty, C. J., Hurtt, G. C., Marengo, J. A., Dingman, S. L., & Keim, B. D. 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 27(5), 633-647. DOI: 10.1002/joc.1475
- Di Lallo, G., Mundhenk, P., Zamora López, S. E., Marchetti, M., Köhl, M. 2017. REDD+: Quick assessment of deforestation risk based on available data. *Forests*, 8(1), 29, 2017. DOI: 10.3390/f8010029
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte. 2021. SNV 202108A. [https://servicos.dnit.gov.br/dnitcloud/index.php/s/oTpPRmYs5AAAdiNr?path=%2FSNV%20Bases%20Geom%C3%A9tricas%20\(2013-Atual\)%20\(SHP\)](https://servicos.dnit.gov.br/dnitcloud/index.php/s/oTpPRmYs5AAAdiNr?path=%2FSNV%20Bases%20Geom%C3%A9tricas%20(2013-Atual)%20(SHP))
- FAO e UNEP. 2020. The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome. DOI: 10.4060/ca8642en
- Farias, C. E. G. & Coelho, J. M. 2002. Mineração e meio ambiente no Brasil: PNUD – Contrato 2002/001604. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos.
https://www.cgee.org.br/documents/10195/734063/mineracao_e_meio_ambiente_no_brasil_1022.pdf/e86e431e-1a03-48d0-9a6e-98655ea257b6?version=1.0
- Ferreira, N. C., Ferreira, M. E., Lobo, F. C. 2007. Riscos de desmatamentos e potencial de regeneração da vegetação nativa: definindo prioridades e estratégias territoriais. *Boletim Goiano de Geografia*, 27(1), 84-96. DOI: 10.5216/bgg.v27i1.3576
- 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. DOI: 10.1038/s41586-021-03629-6.
- Giam, X. 2017. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 5775-5777. DOI: 10.1073/pnas.1706264114.
- Gómez-Ossa, L. F. & Botero-Fernández, V. 2017. Application of artificial neural networks in modeling deforestation associated with new road infrastructure projects. *Dyna*, 84(201), 68-73. DOI: 10.15446/dyna.v84n201.54310.
- Grecchi, R. C., Gwyn, Q. H. J., Bénié, G. B., Formaggio, A. R., Fahl, F. C. 2014. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. *Applied Geography*, 55, 300-312. DOI: 10.1016/j.apgeog.2014.09.014.
- Hamada, E., Assad, M., Pereira, D., Boschi, R. 2007. Operações de álgebra de mapas em sistemas de informações geográficas para estimativa da aptidão agrícola das terras. Florianópolis: INPE. (Anais XIII Simpósio

- Brasileiro de Sensoriamento Remoto). <http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.18.34/doc/2713-2720.pdf>
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen A., Romijn, E. 2012. Na assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4) 1-12. DOI: 10.1088/1748-9326/7/4/044009.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. Bases cartográficas contínuas, BC 250, versão 2019. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html?=&t=downloads>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/>
- Lahsen, M., Bustamante, M. M. C., Dalla-Nora, E. L. 2016. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 58(6), 4-15. DOI: 10.1080/00139157.2016.1229537.
- Laurance, W. F., Sayer, J., Cassman, K. G. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution*, 29(2) 107-116. DOI: 10.1016/j.tree.2013.12.001.
- Lima, S. C. de. 2010. Povo indígena no Cerrado Goiano: os Karajás de Aruanã. In: Pelá, M.; Castilho, D. (Orgs). *Cerrados: Perspectivas e Olhares*. Goiânia: Editora Vieira, (131-154).
- MAPBIOMAS. *Infográficos Cerrado: Coleção 6.0*. 2021. <https://mapbiomas.org/infograficos-1>
- MAPBIOMAS. *Uso e cobertura da Terra. Coleção 6.0*. 2021. https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR
- MATO GROSSO [s.d]. *Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e Incêndios Florestais do Estado de Mato Grosso – PPCDIF/MT*. <http://www.cbm.mt.gov.br/arquivos/File/POTIF%202020/PPCDIF-MT%202017%20-%202020.pdf>
- MATO GROSSO. 2019. *Mato Grosso reduz desmatamento no bioma amazônico em 26% no mês de junho*. http://www.mt.gov.br/rss/-/asset_publisher/Hf4xlehM0Iwr/content/id/12279677
- Mayfield, H. J., Smith, C., Gallagher, M., Hockings, M. 2020. Considerations for selecting a machine learning technique for predicting deforestation. *Environmental Modelling & Software*, 131, 104741. DOI: 10.1016/j.envsoft.2020.104741
- Morel, V., Viergever, K., Tipper, R. 2015a. *Risk based methodology for assessing avoided deforestation with application in ICF forest programmes in Brazilian Cerrado: Final Report 2015*. University of Edinburgh: Ecometrica. https://ecometrica.com/wp-content/uploads/2015/07/AvoidedDeforestationQuantificationMethodologyBrazil_website_29Jun15.pdf
- Morel, V., Viergever, K., Tipper, R., Mitchard, E. 2015b. *Risk based methodology for assessing avoided deforestation with application in ICF forest programmes in Southern Ghana: Final Report, June 2015*. University of Edinburgh: Ecometrica. https://ecometrica.com/wp-content/uploads/2015/07/AvoidedDeforestationQuantificationMethodologyGhana_website-29Jun15.pdf
- Morel, V., Viergever, K., Tipper, R. 2015c. *Risk based methodology for assessing avoided deforestation with application in ICF forest programmes in Terai e Churia in Nepal: Final Report, June 2015*. University of Edinburgh: Ecometrica. https://ecometrica.com/wp-content/uploads/2015/07/AvoidedDeforestationQuantificationMethodologyNepal_website-29Jun15.pdf
- Müller, D., Mburu, J. 2009. Forecasting hotspots of forest clearing in Kakamega Forest, Western Kenya. *Forest Ecology and Management*, 257 (3), 968-977. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.032.
- Overbeck, G. E., Vélez-Martin, E., Scarano, F. R., Lewinsohn, T. M., Fonseca, C. R., Meyer, S. T., Müller, S. C., Ceotto, P., Dadalt, L., Durigan, G., Ganade, G., Gossner, M. M., Guadagnin, D. L., Lorenzen, K., Jacobi, C. M., Weisser, W. W., Pillar, V. D. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. Diversity and distributions. *Diversity and Distributions*, 21(12), 1455-1460. DOI: 10.1111/ddi.12380.
- Ramalho-Filho, A., & Beek, K. J. 1995. *Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras*. (3 ed). Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/330132/1/Sistema-de-avaliacao-da-aptidao-agricola-das-terras-1995.pdf>
- Rezende, V. L. 2016. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. *Sociedade e Natureza*,

- 28(3), 375-384. DOI: 10.1590/1982-451320160304.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. (Org.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, (151-212).
- Ribeiro, C. V. G., & Borges, L. A. C. 2021. Breve análise da evolução e status quo das unidades de conservação no Cerrado brasileiro. *Revista Caminhos da Geografia*, 22(83), 133-143. DOI: 10.14393/RCG228356216.
- Rideout, A. J. R., Joshi, N. P., Viergever, K. M., Huxham, M., Briers, R. 2013. Making predictions of mangrove deforestation: a comparison of two methods in Kenya. *Global change biology*, 19(11), 3493-3501. DOI: 10.1111/gcb.12176
- Rojas, E., Zutta, B. R., Velazco, Y. K., Montoya-Zumaeta, J. G., Salvà-Catarineu, M. 2021. Deforestation risk in the Peruvian Amazon basin. *Environmental Conservation*, 48, 310-319. DOI: 10.1017/S0376892921000291.
- Sano, E. E., Rosa, R., Brito, J. L., Ferreira, L. G. 2009. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166(24), 113-124. DOI: 10.1007/s10661-009-0988-4.
- Sistema de Informações Geográficas da Mineração. 2021. Processos Minerários Ativos. <https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908>
- 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(99), 1 – 3. DOI: 10.1038/s41559-017-0099.
- Tipper, R., & Bournazel, J. 2018. *The Hectares Indicator Methods and Guidance Version 2.0*. Ecometrica. <https://ecometrica.com/wp-content/uploads/2019/10/Hectares-Indicator-Methods-and-Guidance-V2.0.pdf>
- Trigueiro, W. R., Nabout, J. C., Tessarolo, G. 2020. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. *Journal of environmental management*, 275, 1-10. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111243.
- Vendrusculo, L., Castagna, D., Zolin, C., Costa, C. A. da., Rodrigues, R. 2019. *Aplicação da metodologia de Hectare Indicator para estimativa de desmatamento evitado no bioma Amazônia*. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Campinas: Embrapa Informática Agropecuária - (INFOTECA-E). <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1117042/1/Boletim46.pdf>
- Wollen, E. S. 2013. *Carbon dynamics of African miombo woodlands: from the leaf to the landscape* [Tese Doutorado Universidade de Edimburgo]. Edinburgh Research Archive. Disponível: <https://era.ed.ac.uk/handle/1842/11676?show=full>