



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica - PPGGAG

**Passado, presente e futuro no planejamento territorial e conservação da
biodiversidade: uma análise integrada no Cerrado do Tocantins**

Samuel Fernando Schwaida

Dissertação nº 183

Brasília, agosto de 2021



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica - PPGGAG

**Passado, presente e futuro no planejamento territorial e conservação da biodiversidade:
uma análise integrada no Cerrado do Tocantins**

Samuel Fernando Schwaida

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Rejane Ennes Cicerelli

Coorientadora: Prof^ª Dr^ª Tati de Almeida

Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto de Geociências da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, na área de concentração de Geoprocessamento e Análise Ambiental.

Brasília, agosto de 2021.

Ficha catalográfica

SS398p Schwaida, Samuel Fernando
Passado, presente e futuro no planejamento territorial e conservação da biodiversidade: uma análise integrada no Cerrado do Tocantins / Samuel Fernando Schwaida; orientador Rejane Ennes Cicerelli; co-orientador Tati de Almeida. -- Brasília, 2021.
91 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Geociências Aplicadas) -- Universidade de Brasília, 2021.

1. Ecologia de paisagens. 2. Cerrado. 3. Código Florestal. 4. Conservação de espécies ameaçadas de extinção. 5. Análise Multicritério. I. Cicerelli, Rejane Ennes, orient. II. de Almeida, Tati, co-orient. III. Título.

Banca Examinadora

Profª Drª Rejane Ennes Cicerelli (IG/UnB)

Prof. Dr. Edson Eyji Sano (IG/UnB)

Dra Gisela Herrmann (Pesquisadora)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e por ter guiado meus passos até aqui.

Aos meus pais, Edson e Telma, que sempre deram o seu melhor para que meu irmão e eu tivéssemos a melhor educação possível. Essa conquista também é de vocês.

À minha esposa Ana Paula, pelo apoio e compreensão nessa jornada acadêmica e ao meu primogênito Nicolas, que mesmo ainda no ventre materno renovou minhas forças, ânimo e senso de urgência para finalizar a pesquisa – e por ser um bebê tranquilo me permitindo descansar e escrever com tranquilidade!

À minha orientadora Rejane Cicerelli e coorientadora Tati Almeida, pelo partilhar do conhecimento e parceria em mais uma etapa de produção científica e pela compreensão e estímulo constante à melhoria.

Ao colega da pós David Cho, pela parceria nas disciplinas, desabafos e na elaboração do artigo sobre o Random Forest.

Aos colegas Vinicius Scofield, Adriana Bayma, Otávio Ferrarini, Anna Carolina Lins, Luciane Paixão, Ceres Belchior, Franciele Peixoto, Camila Oliveira e Carlos Pires que contribuíram com ideias, palpites, críticas e por participarem das rodadas de discussão para construção da análise final.

Aos colegas e ex-chefes Ugo Vercillo, Marília Marini e Roberta Holmes pelo estímulo ao aprimoramento profissional e pelas ideias que culminaram nessa pesquisa, bem como pelo apoio e compreensão durante as disciplinas e execução da pesquisa.

Aos demais colegas do MMA pela amizade, companheirismo, constante aprendizado e profissionalismo. O caçula do departamento deve muito a vocês.

A todas as professoras e professores que passaram pela minha vida e contribuíram para a minha formação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e à equipe do Instituto de Geociências Aplicadas da Universidade de Brasília, em especial ao Programa de Pós-graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica.

“The good thing about science is that it’s true whether or not you believe in it.”

Neil deGrasse Tyson

“Sempre que a ciência for atacada, temos que nos levantar.”

Ricardo Galvão

RESUMO

A perda e fragmentação da vegetação são as principais ameaças para as espécies e serviços ecossistêmicos no Cerrado, segundo maior bioma brasileiro e um *hotspot* para conservação da biodiversidade. A compreensão dos padrões e fatores relacionados ao desmatamento e a proposição de estratégias de conservação além de Áreas Protegidas e incorporando áreas privadas e mosaicos de usos da terra são fundamentais para sua proteção. Este trabalho objetiva avaliar as mudanças observadas e previstas em uma região de Cerrado de alta importância biológica e apresentar uma metodologia para identificação de áreas prioritárias para conservação. Inicialmente foi avaliado o potencial do algoritmo de classificação de imagens *Random Forest* para o mapeamento e classificação do uso e cobertura do solo na área de estudo, por meio de processamento na nuvem na plataforma Google Earth Engine. A partir de dados de modelo digital de elevação SRTM, luzes noturnas VIIRS e imagens Landsat-8 OLI de maio a outubro de 2013, foi gerado um cubo de imagens com 38 camadas, submetido a treinamento do classificador com 500 árvores de decisão e pontos aleatórios a partir do mapeamento do projeto TerraClass Cerrado 2013. Apesar do bom desempenho na classificação (Kappa 0,64) e vantagens em termos de tempo de aquisição, preparação e processamento de dado, houve superestimação expressiva da classe ‘agricultura anual’ e ‘área urbana’ e existem limitações para sua replicação em outros anos. Em função disso as mudanças na paisagem foram avaliadas a partir de mapas do projeto MapBiomas (1988-2018) e mapas simulados (2028-2038) por meio de modelagem utilizando autômatos celulares, aplicando métricas e índices de paisagem em nível regional e municipal. Por meio de análise multicritério incorporando projeção de desmatamento, índice de conectividade funcional, dados de ocorrência de espécies ameaçadas e dados do Cadastro Ambiental Rural, os remanescentes de vegetação foram classificados quanto à sua importância para conservação. Entre 1988-2018 houve redução de 20% da cobertura vegetal, aumento da fragmentação e perda da conectividade estrutural e funcional, principalmente a partir de 2008. A vegetação foi substituída principalmente por pastagens e, recentemente, agricultura. Para 2038 espera-se redução da vegetação para 54,97% e maior fragmentação. 399.032 ha foram identificados como excedentes de vegetação, 55,07% de alta importância e 38,94% de importância média para conservação. Há um processo contínuo e gradual de desmatamento e fragmentação e o modelo de desmatamento e a metodologia de priorização desenvolvidos são considerados satisfatórios e de fácil replicação.

Palavras-chave: *Ecologia da paisagem; Geoprocessamento, Código florestal brasileiro*

ABSTRACT

Natural vegetation loss and fragmentation are major threats for species and ecosystem services in the Cerrado, the second largest Brazilian biome and a hotspot for biodiversity conservation. Understanding the patterns and factors associated with its deforestation and proposing conservation strategies beyond Protected Areas and in private properties and land-use mosaics are of key importance. This study aims to evaluate the changes in the landscape in a high importance region for biodiversity in the Cerrado and to present a methodology to identify priority areas for conservation. As a first step, the potential of the Random Forest image classification algorithm for LULC mapping was evaluated using cloud processing in Google Earth Engine platform. Combining data from SRTM digital elevation model, VIIRS night light images and Landsat-8 OLI images, from May to October 2013, we generated a cube of images with 38 layers that was classified by the Random Forest algorithm, with 500 decision trees and random points over the TerraClass Cerrado 2013 map. Despite its good performance (Kappa 0,64) and being less time demanding, there was a significant overestimation for 'annual cropland' and 'urban area' and replication in other years has some limitation. Considering these results, the landscape analysis with landscape metrics and indexes in a regional and municipal level was performed using the maps produced by MapBiomass project (years 1988-2018) and simulated maps (years 2028-2038) generated by spatial modelling using cellular automata approach. A multicriteria analysis combining deforestation projection, the Integral Index of Connectivity (IIC), occurrence data of threatened species and information from the Brazilian Rural Environmental Registry (CAR) was then performed to classify natural remnants according to their importance for species and landscape connectivity. Between 1988-2018 the region lost more than 20% of its natural vegetation between, especially after 2008, and a decrease in connectivity was observed as fragmentation increased. Natural vegetation was replaced mostly by pasture and, recently, by agriculture. It is expected to reduce to 54,97% of its original area by 2038, accompanied by a higher fragmentation. 399,032 ha can be considered vegetation surplus, 55,07% of high importance and 38,94% of medium importance for conservation. The study area faces an ongoing process of habitat loss and fragmentation at a slow rate and both the deforestation model and the multicriteria analysis presented here are considered satisfactory and replicable.

Key words: *Landscape ecology; Geoprocessing; Brazilian Forest Code*

SUMÁRIO

CAPÍTULO 01 - INTRODUÇÃO	13
1.1. Objetivos	15
2.1. Área de Estudo	15
2.2. Organização do volume.....	17
CAPÍTULO 02 – ESTADO DA ARTE	19
2.1. A crise da biodiversidade e a conservação de espécies no Brasil	19
2.3. O Cerrado	21
2.4. O Código Florestal Brasileiro e seu papel para a conservação	23
2.5. Mapas de uso e cobertura do solo	24
2.6. Análise da paisagem e conectividade.....	25
2.7. Modelos de simulação espacial	27
2.8. Priorização de áreas para conservação e para adequação à Legislação Florestal	29
CAPÍTULO 03 – ARTIGO 1	32
1. Introdução.....	33
2. Materiais e Métodos	36
3. Resultados e Discussão	42
4. Conclusões	47
CAPÍTULO 04 – ARTIGO 2	49
1. Introdução.....	51
2. Materiais e métodos	53
3. Resultados	58
4. Discussão.....	65
5. Conclusão	70
6. Agradecimentos.....	71
CAPÍTULO 05 – CONCLUSÃO	72
REFERÊNCIAS	74

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 01 – Introdução

Figura 1. Localização dos municípios de Chapada da Natividade, Natividade e São Valério e classes de uso e cobertura do solo de acordo com o mapeamento do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (BRASIL, 2015).....16

Figura 2. Fluxograma metodológico da dissertação, subdividido em dois artigos.....18

Capítulo 03 – Artigo 1

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo sobreposto ao mapa de uso e cobertura do solo do projeto TerraClass Cerrado (Brasil, 2015).....37

Figura 2. Dados de precipitação (barras em azuis) e de temperatura (linha vermelha) da estação de Santa Rosa do Tocantins (TO).....38

Figura 3. Fluxograma de processamento dos dados na plataforma *Google Earth Engine*.....39

Figura 4. Mapa de uso e cobertura do solo dos municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade no estado de Tocantins para o ano de 2013, produzido a partir da classificação de cubo de 38 imagens pelo algoritmo *Random Forest* disponível na plataforma *Google Earth Engine*..... 43

Figura 5. A. Acurácia do produtor ou erro de omissão das classes temáticas consideradas neste estudo; B. acurácia do usuário ou erro de comissão.....45

Capítulo 04 – Artigo 2

Figura 1. Localização e divisão político-administrativa da área de estudo. Classes de uso e cobertura do solo de acordo com o mapeamento do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (BRASIL, 2015).....54

Figura 2. Evolução da ocupação e desmatamento na área de estudo. Mapas de 1988 a 2018 extraídos do MapBiomias coleção 4.1 e de 2028 e 2038 gerados a partir da modelagem.....61

Figura 3. Gráficos gerados a partir dos resultados das métricas e índices de paisagem calculados para a classe natural a partir dos mapas do MapBiomias 4.1 (1988-2018) e modelagem no DINAMICA EGO (2028-2038). CA, PD e AI omitidos.....62

Figura 4. Gráficos gerados a partir dos resultados das métricas Porcentagem da paisagem (PLAND) e Índices de divisão (DIVISION) calculados para a classe natural em cada município da área de estudo no período 1988-2038.....63

Figura 5. A) Probabilidade de desmatamento nos próximos 20 anos, com base na modelagem realizada no Dinamica EGO, em cenário Business as Usual. B) Resultado da análise multicritério dos remanescentes fora de RL ou APP. Regiões em branco correspondem a áreas antropizadas e água. C) Distribuição dos remanescentes de vegetação fora de APP e RL por classe de importância e município.....64

LISTA DE TABELAS

Capítulo 03 – Artigo 1

Tabela 1. Dados de entrada do cubo de imagens com 38 bandas que foram utilizados para compor a imagem anual. As imagens do satélite Landsa-8 foram adquiridas no período de maio a outubro de 2013 (total de 12 imagens). SRTM = Shuttle Radar Topography Mission; VIIRS = *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*.....41

Tabela 2. Amostras de treinamento para a classificação de cubo de imagens da área de estudo.....42

Capítulo 04 – Artigo 2

Tabela 1. Variáveis categóricas e contínuas utilizadas para construção e calibração do modelo.....56

Tabela 2. Variáveis, classes de intervalo e respectivos pesos utilizados na análise multicritério.....58

Tabela 3. Valores das métricas e índices estruturais da paisagem entre 1988 e 2018 calculados a partir dos mapas do MapBiomias, coleção 4.1. Área total (CA), Porcentagem da paisagem (PLAND), Número de fragmentos (NP), Densidade de fragmentos (PD), Área média dos fragmentos (AREA_MN), Distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) e Índice de agregação (AI).....59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AI	<i>Aggregation index</i>
APP	Área de Preservação Permanente
AREA_MN	<i>Mean patch area</i>
CA	<i>Class area</i>
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CLP	Combinação Linear Ponderada
CRA	Cota de Reserva Ambiental
EC	<i>Equivalent of Connectivity</i>
ENN_MN	<i>Mean euclidean nearest neighbor distance</i>
GEE	Google Earth Engine
GEF	<i>Global Environmental Facility</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IIC	<i>Integral Index of Connectivity</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NDWI	<i>Normalized difference water index</i>
NP	<i>Number of patches</i>
PD	<i>Patch density</i>
PLAND	<i>Percentage of landscape</i>
PRA	Programas de Regularização Ambiental
PSC	Planejamento Sistemático da Conservação
RL	Reserva Legal
SEPLAN	Secretaria do Planejamento e Orçamento do Estado de Tocantins
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
VIIRS	<i>Visible Infrared Imaging Radiometer Suite</i>

CAPÍTULO 01 - INTRODUÇÃO

A modificação, degradação e fragmentação de ambientes naturais são as principais causas da perda da biodiversidade global (GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; HILTY *et al.*, 2020; NEWBOLD *et al.*, 2015), afetando comunidades e populações e comprometendo sua viabilidade em longo prazo, em especial das espécies com altos requerimentos energéticos e de área de vida, como mamíferos de médio e grande porte e predadores de topo da cadeia (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; HADDAD *et al.*, 2017; HILTY *et al.*, 2020; LANG; BLASCHKE, 2009; VIEIRA *et al.*, 2018; VITOUSEK *et al.*, 1997)

No Brasil, país que abriga cerca de 10 a 20% das espécies animais e vegetais conhecidas no mundo (BRASIL, 2016a; CBD, 2021; MAGNUSSON *et al.*, 2018), a perda de habitat para expansão agrícola e infraestrutura constitui a principal ameaça para 82,1% das espécies ameaçadas da fauna e 72,9% das de flora, seguida da extração seletiva (corte, caça e pesca) e introdução de espécies exóticas invasoras (BRASIL, 2016; CASTRO; FILEMAN; HALL-SPENCER, 2017; ICMBIO, 2018; MARTINELLI; MORAES, 2013). Apesar dos significativos avanços alcançados nos últimos 20 anos, incluindo ações de combate ao desmatamento e expansão da rede de áreas protegidas no país (FONSECA; VENTICINQUE, 2018), 3.286 espécies são atualmente reconhecidas como ameaçadas de extinção. Destas, 25% ainda não possuem nenhum instrumento legal de proteção, estando, portanto, mais suscetíveis a pressões e até mesmo à extinção (BRASIL, 2016; ICMBIO, 2018; MARTINELLI; MORAES, 2013; MARTINS; MARTINELLI; LOYOLA, 2018; MORAES *et al.*, 2014; MUSTIN *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2018).

Esta situação é particularmente crítica no Cerrado, o segundo maior bioma brasileiro e que teve quase metade da sua área original rápida e sistematicamente convertida nos últimos 50 anos (ALENCAR *et al.*, 2020; BRASIL, 2015; KLINK; MACHADO 2005). Não obstante sua importância como *hotspot* de biodiversidade e provedor de serviços ecossistêmicos (ALENCAR *et al.*, 2020; COLLI *et al.*, 2020; MITTERMEIER *et al.*, 2004; MYERS *et al.*, 2000; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018), o bioma segue ameaçado e desprotegido, com menos de 9% de sua área original sob algum tipo de proteção (FRANÇOSO *et al.*, 2015; BRASIL, 2021). As altas taxas de desmatamento observadas no Cerrado e a expansão da nova fronteira agrícola do país - conhecida como MATOPIBA e situada nos Estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia - poderão levar à supressão legal de

aproximadamente 39 Mha de vegetação nativa no futuro, resultando em significativos impactos nos serviços ecossistêmicos e na biodiversidade (ALENCAR *et al.*; 2020; BRASIL, 2018b; GARCIA; VIEIRA-FILHO, 2018; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018).

Ainda que as áreas protegidas sejam o instrumento mais eficiente para proteção de habitats e espécies (HILTY *et al.*, 2020; NOLTE *et al.*, 2013; VIEIRA *et al.*, 2018), outras estratégias são necessárias para complementar a proteção ambiental ou garantir a conectividade entre essas áreas (BRIERS *et al.*, 2002; FREMIER *et al.*, 2015; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; HILTY *et al.*, 2020; STRASSBURG *et al.*, 2017). Nesse sentido, uma das apostas do governo brasileiro e sociedade para ampliar a proteção ambiental efetiva são os mecanismos do Código Florestal, em especial o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e as Cotas de Reserva Ambiental (CRA) (BRASIL, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). Enquanto o CAR é um registro eletrônico obrigatório que reúne dados referentes aos limites, área de uso, Áreas de Preservação Permanente (APP) e remanescentes de vegetação nas propriedades rurais de todo o País, as CRA são títulos nominativos compreendendo um hectare de vegetação que podem ser comercializados por proprietários com excedentes de vegetação em suas propriedades e adquiridos por proprietários com déficit de Reserva Legal (RL). A RL consiste na porção da propriedade que deve ser mantida preservada, variando de 20% a 80% da sua área total de acordo com o Bioma e região. Para imóveis situados no Cerrado, o percentual é de 35% na Amazônia Legal e 20% nas demais regiões (BRASIL, 2012; METZGER *et al.*, 2019; SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

Considerando que 53% da vegetação nativa do Brasil encontra-se em áreas privadas com um potencial mercado de 4,2 Mha de CRA em todo o país em valor estimado em 9.2±2.4 milhões de dólares, os dados do CAR permitiriam orientar ações de recuperação ou compensação ambiental de maneira estratégica e com melhores ganhos ambientais ao mesmo tempo que possibilita a adequação das propriedades rurais e geração de renda (SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). No entanto, a implementação do Código Florestal com resultados positivos para a biodiversidade dependerá, entre outros fatores, da identificação de áreas prioritárias com base na ocorrência de espécies ameaçadas, ameaças de desmatamento e custos de oportunidade, bem como da criação de incentivos para aquisição destas áreas (MAY *et al.*, 2015; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018).

O uso de Sistemas de Informações Geográficas, já frequente em estudos para identificação de áreas prioritárias para conservação em escala nacional, é fundamental para o alcance desses objetivos (BRASIL, 2007, 2016; FONSECA; VENTICINQUE, 2018; LOYOLA *et al.*, 2014; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010; SCARAMUZZA *et al.*, 2005) e a elaboração de estudos incorporando análises de conectividade da paisagem, do histórico de mudanças no uso e cobertura do solo e de simulações de cenários futuros com base em variáveis biofísicas e socioeconômicas se apresenta como uma poderosa ferramenta para prever as consequências das futuras mudanças na paisagem e subsidiar a tomada de decisão a nível local (BRIERS, 2002; FREMIER *et al.*, 2015; HILTY *et al.*, 2020; RIBEIRO *et al.*, 2013; SOARES-FILHO *et al.*, 2006; TAMBOSI *et al.*, 2013; TEIXEIRA *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2016; WANG, *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2018).

1.1. Objetivos

O objetivo geral da pesquisa é avaliar as mudanças observadas e previstas em uma região de Cerrado de alta importância biológica e apresentar uma metodologia para identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade para auxiliar as ações de compensação ambiental no âmbito do Código Florestal.

O objetivo geral desdobra-se em três objetivos específicos:

- i) Compreender a dinâmica espaço-temporal e a relação das variáveis de influência e restrição relacionados à conversão da paisagem na área de estudo no período de 1988 a 2018;
- ii) Analisar dinâmica da estrutura e conectividade funcional da paisagem observada no período de 1988 a 2018 e esperada para os próximos 20 anos.
- iii) Identificar áreas prioritárias para conservação e emissão de Cotas de Reserva Ambiental, considerando a ocorrência de espécies ameaçadas, manutenção da conectividade da paisagem e tendências de desmatamento para os próximos 20 anos.

2.1. Área de Estudo

A área de estudo está situada na região Norte do Brasil, na porção Sudeste do Estado do Tocantins e é considerada prioritária para conservação de espécies ameaçadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Brasil, no âmbito das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade e do Projeto “Estratégia

Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (Pró-Espécies)” (BRASIL, 2016^a, b). Segundo o MMA, a região abriga 29 espécies ameaçadas de extinção, sendo duas espécies da flora consideradas lacuna e criticamente ameaçadas (*Angelonia alternifolia* e *Bromelia braunii*) (BRASIL, 2016a). O Tocantins é o estado mais recente do Brasil, criado em 1988 a partir do desmembramento da porção norte do Estado de Goiás. Essa emancipação, resultado de um processo histórico em busca de autonomia política e econômica, trouxe benefícios sociais e econômicos a municípios antes isolados e pouco desenvolvidos (BORGES; SANTOS; VIEIRA, 2013; CRUVINEL TEIXEIRA, 2009; RODRIGUES; DE OLIVEIRA, 2013).

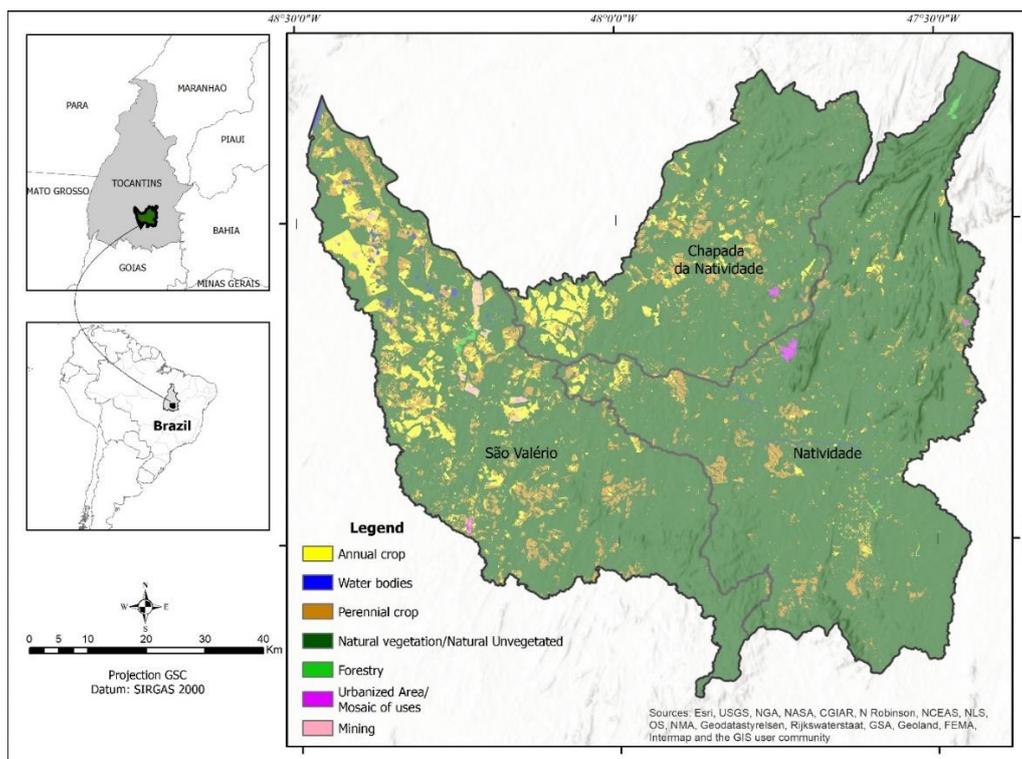


Figura 1. Localização dos municípios de Chapada da Natividade, Natividade e São Valério e classes de uso e cobertura do solo de acordo com o mapeamento do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (BRASIL, 2015). Fonte: Os Autores, 2021.

A divisão político administrativa da região de estudo corresponde aos limites dos municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade, abrangendo aproximadamente 740.683 ha (Figura 1) integralmente no bioma Cerrado, com clima Aw (Tropical chuvoso) segundo a classificação de Köppen, com estações bem definidas de inverno seco e verão com alta precipitação (KOTTEK *et al.*, 2006; RIBEIRO; WALTER, 1998). Com base nos dados do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (BRASIL, 2015), 78% da área é coberta

por vegetação natural, 18% por pastagem e 3% por agricultura anual. Os três municípios apresentam potencial de uso intensivo do solo para pecuária e cultivos agrícolas, estando inseridos na região do MATOPIBA (SEPLAN, 2017; GARCIA; VIEIRA FILHO 2018). A população estimada é de 16.485 habitantes com densidade demográfica média de 2,17 hab/km² e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) médio de 0,645, números abaixo do registrado para o Tocantins, que apresenta densidade de 4,98 hab/km² e IDH de 0,699 (IBGE, 2021).

2.2. Organização do volume

O presente volume representa o produto final resultado de dois anos do projeto de mestrado que tem como tema principal a “*Passado, presente e futuro no planejamento territorial e conservação da biodiversidade: uma análise integrada no Cerrado do Tocantins*”. O texto está dividido da seguinte forma: Capítulo 01, capítulo introdutório onde será abordada, de forma geral, a temática deste estudo; Capítulo 02, que consiste em uma revisão bibliográfica dos principais conceitos que serão abordados ao longo dos demais capítulos; Capítulo 03 apresentando o primeiro artigo elaborado, já publicado no Anuário do Instituto de Geociências (UFRJ). Este artigo é resultante de testes para desenvolvimento da pesquisa e no qual foi avaliado o desempenho das ferramentas da plataforma *Google Earth Engine* e do classificador de imagens *Random Forest*, por meio da simulação do mapeamento realizado pelo projeto TerraClass Cerrado para o ano de 2013 em uma região de Cerrado sob forte pressão antrópica; Capítulo 04, apresentando o artigo principal da pesquisa, que teve por objetivo desenvolver uma metodologia para identificar áreas prioritárias para conservação, para auxiliar as ações de compensação ambiental em uma região de alta importância biológica no Cerrado. A análise considera as mudanças ocorridas e previstas na paisagem ocorrência de espécies ameaçadas e a manutenção da conectividade funcional; Por fim, o Capítulo 05 apresenta a consolidação dos principais resultados e conclusões do projeto. A figura 2, apresenta o fluxo metodológico e decisório utilizado na pesquisa.

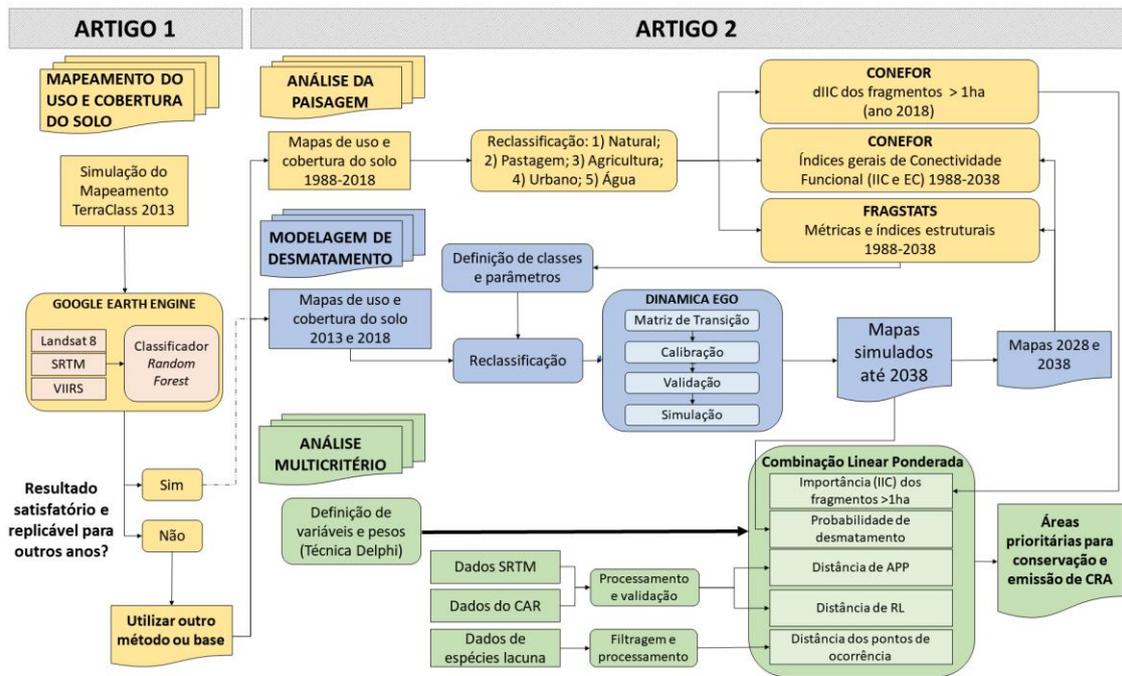


Figura 2. Fluxograma metodológico da dissertação, subdividido em dois artigos.

CAPÍTULO 02 – ESTADO DA ARTE

2.1. A crise da biodiversidade e a conservação de espécies no Brasil

Mais de 75% da superfície terrestre não coberta por gelo já foi convertida principalmente para o uso agrícola e pastoril, mudanças que tendem a se intensificar para suprir as necessidades das populações humanas, acarretando significativos impactos sobre a biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008; IPBES, 2018; RESENDE *et al.*, 2019). O crescimento das populações humanas e suas demandas por espaço e recursos contrasta com a redução no tamanho médio das populações de espécies nativas, que tende a diminuir de 38 a 46% em 2050. Os impactos da perda e fragmentação de áreas naturais aliados à outras ameaças como caça, pesca e extração ilegal, introdução de espécies exóticas invasoras e mudanças climáticas tem acelerado as taxas de extinção de tal forma que há grandes chances de o planeta enfrentar uma sexta grande extinção em massa – quando 75% das espécies existentes são extintas em um curto espaço de tempo geológico - com grandes perdas nas Américas Central e do Sul, África subsariana e Ásia (BARNOSKY *et al.*, 2011; IPBES, 2018; NEWBOLD *et al.*, 2015; PIMM *et al.*, 2014).

O Brasil abriga de 10 a 15% das espécies conhecidas no mundo (BRASIL, 2016; CBD, 2021; MAGNUNSSON *et al.*, 2018) e compreender o estado de conservação da biodiversidade é o ponto de partida para o planejamento e execução de ações e políticas para impedir a extinção de espécies (MORAES *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2018). Nesse sentido, em 2014 o Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Governo Brasileiro atualizou a lista nacional de espécies ameaçadas de extinção, sendo a quinta lista oficial publicada no país desde a primeira publicação em 1968. Resultado da cooperação entre o poder público e diversos especialistas de mais de 200 instituições nacionais e internacionais entre os anos de 2009 e 2014, é considerado o maior esforço já realizados no país e no mundo para avaliação do estado de conservação de espécies (ICMBIO, 2018; SOUZA *et al.*, 2018). No total, foram avaliadas mais de 16.000 espécies, sendo 4.617 da flora e 12.554 da fauna, incluindo as 8.818 espécies de vertebrados conhecidas com ocorrência no país. Atualmente são reconhecidas 3.286 espécies ameaçadas (2.113 da flora e 1.173 da fauna) e a perda de habitat para expansão agrícola e infraestrutura configura a principal ameaça para 82,1% das espécies ameaçadas da fauna e 72,9% das de flora, seguida da extração seletiva (corte, caça e pesca) e introdução de espécies

exóticas invasoras (BRASIL, 2016; CASTRO; FILEMAN; HALL-SPENCER, 2017; ICMBIO, 2018; MARTINELLI; MORAES, 2013; MARTINS; MARTINELLI; LOYOLA, 2018; SOUZA *et al.*, 2018).

Das 3.286 espécies reconhecidas como ameaçadas de extinção, 25% ainda não possuem nenhum instrumento legal de proteção, estando, portanto, mais suscetíveis a pressões e até mesmo à extinção e são consideradas prioritárias para esforços de conservação (Brasil, 2016). Para fins de gestão, o MMA classifica estas espécies desprotegidas como espécies ameaçadas “lacuna” e reconhece três categorias de instrumentos de conservação de espécies: a) Unidade de Conservação (UC); b) Plano de Ação Nacionais para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (PAN); c) Ato Normativo (BRASIL, 2016, 2018c). As UC são espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração (BRASIL, 2000). Já o PAN é um instrumento de gestão, construído de forma participativa, para o ordenamento e a priorização de ações para a conservação da biodiversidade e seus ambientes naturais, com um objetivo estabelecido em um horizonte temporal definido (BRASIL, 2018a). Um Ato Normativo, por sua vez, refere-se a qualquer ato do poder público que orienta ou restringe o uso, apanha ou corte de espécies, ou alterações em seu habitat (BRASIL, 2016).

Em 2016 o MMA, com apoio do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF) lançou o Projeto “Estratégia Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção - GEF-Pró-Espécies”, cujo objetivo é desenvolver ações de prevenção, conservação, manejo e gestão para minimizar as ameaças e o risco de extinção de espécies, em especial das 290 em situação mais crítica e consideradas lacuna. Além do processo contínuo de avaliação e melhoria do estado de conservação da biodiversidade, outro resultado esperado do Pró-Espécies é a incorporação do componente de espécies ameaçadas em políticas públicas e atos reguladores intersetoriais, tais como o Código Florestal, buscando garantir proteção efetiva de habitats críticos e remanescentes além das Unidades de Conservação e outras áreas protegidas como Terras Indígenas e Áreas Militares (BRASIL, 2014, 2016a).

Esta estratégia foi adotada considerando que, embora as áreas protegidas sejam o instrumento mais eficiente para proteção de habitats e espécies (HILTY *et al.*, 2020;

NOLTE *et al.*, 2013; VIEIRA *et al.*, 2018), elas sozinhas não são suficientes para conservar a biodiversidade, visto não protegerem áreas suficientes, nem sempre abrangerem os habitats mais importantes, apresentarem problemas de gestão ou por muitas estarem isoladas na paisagem (BRIERS, 2002; FREMIER *et al.*, 2015; HILTY *et al.*, 2020). Além disso, sua criação e implementação dependem fortemente de decisões políticas e envolvem questões fundiárias e econômicas. Em regiões de uso consolidado, soluções que evitem a desapropriação, como UCs de uso sustentável, criação de RPPNs, adoção de boas práticas produtivas ou através de ações de compensação e regularização ambiental no âmbito da legislação vigente, podem ser eficientes e evitar ao máximo os conflitos (IWAMA; LIMA; PELLIN, 2014).

2.3. O Cerrado

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupando mais de 2 milhões de quilômetros quadrados, distribuídos por 10 estados (Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo, Tocantins) e o Distrito Federal. Concentrado principalmente na porção central do país, o bioma possui zonas de transição com a Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Pantanal, e suas formações vegetais podem ser agrupadas em três classes principais: campestres, savânicas e florestais (ALENCAR *et al.*, 2020; RIBEIRO; WALTER, 1998). As áreas campestres apresentam predomínio de espécies herbáceas e algumas arbustivas e ausência de árvores. As áreas savânicas, por sua vez, apresentam árvores e arbustos espalhados sobre um estrato gramíneo, sem formar um dossel contínuo, ao contrário das formações florestais, onde há predominância de espécies arbóreas formando dossel contínuo ou descontínuo (RIBEIRO; WALTER, 1998).

O Cerrado é considerado a savana mais biodiversa do planeta, abrigando aproximadamente 4.400 espécies da flora endêmicas ao bioma, o que, aliado ao fato de estar sob ameaça constante e ter sua área bastante reduzida, é considerado um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade (COLLI *et al.*, 2020; KLINK; MACHADO, 2005; MARTINELLI; MORAES, 2013; MITTERMEIER *et al.*, 2004; MYERS *et al.*, 2000). Além de sua importância em termos de biodiversidade, o Cerrado é um importante provedor de serviços ecossistêmicos, tais como retenção de carbono, estabilização de solos e, principalmente, abastecimento hídrico, contribuindo diretamente

com oito das doze regiões hidrográficas do país (LIMA *et al.*, 2011; RESENDE *et al.*, 2021; STRASSBURG *et al.*, 2017).

Apesar de sua importância, o Cerrado teve quase metade da sua área original rápida e sistematicamente convertida para atividades produtivas nos últimos 50 anos (ALENCAR *et al.*, 2020; BRASIL, 2015; KLINK; MACHADO, 2005; VIEIRA *et al.*, 2018) e menos de 9% do Bioma está sob algum tipo de proteção (BRASIL, 2021). No ano de 2018 o Cerrado perdeu 6.657 km², com taxas equivalentes às mensuradas para a Amazônia Legal (BRASIL, 2018b) - situação grave considerado que a Amazônia Legal possui o dobro da área do Cerrado. Grande parte do desmatamento ocorreu nos Estados do Tocantins (1.533 km²), Maranhão (1.472 km²), Mato Grosso (1.001 km²) e Goiás (713 km²), sendo os dois primeiros situados na região do MATOPIBA, composta também pelo Piauí e Bahia e considerada a nova fronteira agrícola do Brasil (ALENCAR *et al.*, 2020; BRASIL, 2018b; GARCIA; VIEIRA-FILHO, 2018).

Atualmente o MMA reconhece 988 espécies ameaçadas ocorrendo no bioma (608 da flora e 308 da fauna), sendo 617 endêmicas (BRASIL, 2020; ICMBIO, 2018; MARTINELLI; MORAES, 2013). Contudo este número pode aumentar caso medidas de conservação não sejam adotadas nos próximos anos. Estima-se que aproximadamente 39 Mha de vegetação nativa poderão ser legalmente suprimidos no futuro (VIEIRA *et al.*, 2018), em especial na região do MATOPIBA. Se concretizadas essas previsões, são esperados significativos impactos nos serviços ecossistêmicos e possibilidade de extinção de aproximadamente 480 espécies vegetais, três vezes o total de extinções de plantas registradas desde 1500 (STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018).

A definição de regiões prioritárias para conservação são fundamentais para orientar as ações de proteção ao Cerrado (FONSECA; VENTICINQUE, 2018; LOYOLA *et al.*, 2014; SANO *et al.*, 2019) e o MMA identificou e reconheceu oficialmente 13,4% do Cerrado como prioridade por meio da iniciativa “Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira”. Esta iniciativa, que envolve governo, academia e sociedade civil, além de produzir um mapa final de prioridades, sugere ações de conservação específicas, como a criação de Unidades de Conservação, projetos de restauração, práticas produtivas sustentáveis e estratégias de manejo e levantamentos biológicos (FONSECA; VENTICINQUE, 2018; SANO *et al.*, 2019).

2.4. O Código Florestal Brasileiro e seu papel para a conservação

Em 2012, foi aprovada a Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, que instituiu o Novo Código Florestal, em substituição à Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965. Alvo de intensos debates e críticas, a nova lei preservou os principais instrumentos de proteção da vegetação presentes na lei anterior, as áreas de preservação permanente (APPs) e as reservas legais (RLs), porém com alterações significativas e controversas que isentaram proprietários que desrespeitaram a lei anterior. Por outro lado a nova lei descentralizou para as Unidades Federativas (UFs) sua gestão e monitoramento criou novos instrumentos, dentre os quais o Cadastro Ambiental Rural (CAR) (AZEVEDO-SANTOS *et al.*, 2017; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014). O CAR, no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente (Sinima), é um registro eletrônico obrigatório para a adequação ambiental dos imóveis rurais que reúne informações sobre os limites da propriedade, a localização de nascentes e corpos hídricos, os remanescentes de vegetação nativa, das Áreas de Proteção Permanente, das áreas consolidadas, das áreas de uso restrito e de Reserva Legal (BRASIL, 2012; SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016).

De acordo com o Código Florestal Brasileiro, a Reserva Legal é área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa. A área destinada para RL varia de 20% a 80% da área total da propriedade de acordo com o Bioma e região. Para o Cerrado, o percentual é de 35% em imóveis situados na Amazônia Legal e de 20% nas demais regiões (BRASIL, 2012; METZGER, 2010; METZGER *et al.*, 2019).

Considerando que aproximadamente 53% da vegetação nativa do Brasil encontra-se em áreas privadas (SOARES-FILHO *et al.*, 2014), as informações reunidas no CAR possibilitam não somente o controle e o monitoramento pelos órgãos ambientais e o planejamento ambiental e econômico do imóvel, mas também o planejamento ambiental da paisagem para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014). A partir dos dados do CAR os órgãos ambientais competentes podem identificar as propriedades em desacordo

com a legislação e sugerir a adesão aos Programas de Regularização Ambiental (PRA). Além da recomposição da vegetação na propriedade, outro instrumento previsto pelo Código Florestal para promover a regularização ambiental são as Cotas de Reserva Ambiental (CRA), títulos nominativos compreendendo um hectare de vegetação nativa que podem ser adquiridos para compensação por proprietários em situação irregular com desmatamentos anteriores a junho de 2008 (BRASIL, 2012; SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

Uma vez que o Código Florestal orienta que localização da RL deve considerar, entre outros fatores, a conectividade entre os remanescentes de vegetação, bem como as áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade, a orientação dos PRA e o mercado de CRA por conseguinte, devem também considerar o componente biodiversidade e conectividade, buscando manter e recuperar áreas importantes para conservação de espécies ameaçadas (BRASIL, 2012, 2016; OAKLEAF *et al.*, 2017; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018). Estudo realizado por Soares-Filho *et al.* (2016) sugere um potencial mercado de 4,2 Mha de CRA em todo o Brasil, em um valor estimado em 9.2 ± 2.4 milhões de dólares, o que viria a ser o maior mercado de remanescentes de vegetação do mundo. O estabelecimento de um mercado de CRA no Brasil, todavia, é incipiente e desafiador dado ao tamanho do território, a heterogeneidade de ambientes e aspectos fundiários, de modo que seu sucesso econômico e ambiental dependerá em muito dos mecanismos de mercado, de controle e da definição de prioridades (MAY *et al.*, 2015; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018).

2.5. Mapas de uso e cobertura do solo

Os dados de sensoriamento remoto e ferramentas de geoprocessamento tornaram-se peças fundamentais para o monitoramento do uso e cobertura do solo e análises ecológicas (GERGEL; TURNER, 2017). A produção e disponibilização de mapas acurados sobre o uso e cobertura do solo é de extrema importância para entender o cenário atual de determinada região, subsidiar a realização de análises do processo de ocupação e transformação da paisagem e para gerar modelos de cenários futuros, auxiliando na definição de políticas públicas de combate ao desmatamento e estabelecimento de

estratégias para conservação (MOLIN *et al.*, 2017; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; SANO *et al.*, 2019).

Ainda que a dimensão territorial, diversidade e peculiaridades dos ecossistemas no Brasil constituam um grande desafio técnico e financeiro para a geração de mapas e séries de uso e cobertura do solo, importantes iniciativas foram realizadas por parte do poder público, academia e sociedade civil. Mais recentemente, com o lançamento das coleções da iniciativa MapBiomass, o país passou a contar com um mapeamento sistemático de qualidade e com série histórica do uso e cobertura do solo em todos os biomas (GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; NUNES; ROIG, 2015; SANO *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020).

O MapBiomass é uma iniciativa em rede colaborativa formada por organizações não governamentais, universidades públicas, institutos de pesquisa e empresas privadas, que utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma Google Earth Engine para produzir e disponibilizar uma série de mapas anuais acurados de cobertura e uso da terra do Brasil desde 1985, a partir de imagens da série histórica do satélite Landsat (ALENCAR *et al.*, 2020; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; SOUZA *et al.*, 2020).

2.6. Análise da paisagem e conectividade

Uma das maneiras de analisar a paisagem a partir de mapas de uso e cobertura do solo são as chamadas Métricas de Paisagem, índices quantitativos desenvolvidos especificamente para descrever a composição e aspectos estruturais da paisagem e dos elementos (manchas) das classes de uso e cobertura do solo, como tamanho, forma, isolamento, densidade e conectividade (CUSHMAN; MCGARIGAL; NEEL, 2008; DRAMSTAD, 2009; KUPFER, 2012). Embora tenham se popularizado nos estudos de ecologia de paisagem e haja diversas métricas e índices disponíveis, muitas vezes redundantes, seu uso deve ser feito com parcimônia, sendo preferível selecionar um número reduzido de métricas robustas e apropriadas ao objeto e escala do estudo. Devido às limitações e fraca relação das métricas com processos ecológicos reais, sua aplicação é mais adequada para análises exploratórias e descritivas, não devendo ser extrapolado para análises explanatórias ou preditivas de fenômenos ecológicos (CUSHMAN; MCGARIGAL; NEEL, 2008; DRAMSTAD, 2009; KUPFER, 2012).

A conectividade da paisagem pode ser avaliada de dois modos: estrutural e funcional. A conectividade estrutural diz respeito aos padrões e relações físicas entre os fragmentos, como por exemplo, a distância e conexão entre eles, tendo um aspecto mais descritivo e ignorando o comportamento de movimento e as respostas de uma espécie. Já a conectividade funcional inclui informação sobre a movimentação ou potencial de movimentação de uma espécie ou grupo de espécies em resposta à estrutura da paisagem, considerando, por exemplo, a presença de ligação estrutural entre os fragmentos ou a potencial capacidade de dispersão entre fragmentos e deslocamento na matriz. (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007; LOOKINGBILL; MINOR, 2017; SAURA; FUENTE, 2017)

Considerando que em paisagens alteradas tanto a matriz quanto a distribuição e configuração espacial da vegetação remanescente são tão ou mais importante para a manutenção de processos ecológicos quanto a área total coberta por vegetação nativa (FAHRIG, 2003; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; VILLARD; METZGER, 2014), o planejamento e execução de políticas e projetos para conservação devem almejar não apenas proteger uma determinada quantidade de habitat, mas também garantir a conectividade estrutural e funcional da paisagem (FREMIER *et al.*, 2015; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; HILTY *et al.*, 2020; KUPFER, 2012). Os índices baseados em teoria de grafos se apresentam como uma das melhores ferramentas para a análise de conectividade funcional e planejamento para conservação, por considerar não apenas as características individuais dos fragmentos, mas sua distribuição espacial e potencial de conexão uns com os outros (GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; KUPFER, 2012; SAURA; RUBIO, 2010).

Dentre os índices baseados em teoria de grafo existentes, destacam-se o *Integral Index of Connectivity* (IIC) e seu derivativo *Equivalent Connectivity Index* (EC). O IIC é considerado um dos mais robustos índices por relacionar a capacidade de dispersão de uma espécie ou grupo de espécies à configuração espacial da paisagem, tendo por base estimativas geradas a partir de dados sobre hábitos de vida e deslocamento das espécies alvo (LOOKINGBILL; MINOR, 2017 SAURA; RUBIO, 2010). Assim, possibilitam avaliar não apenas a paisagem, mas também a importância individual dos fragmentos de acordo com sua área e contribuição para a quantidade e habitat disponível, na manutenção de fluxo e como elemento de conexão entre outros fragmentos. Já o EC pode ser definido

como o tamanho de um único fragmento que apresentaria o mesmo valor de IIC da atual configuração da paisagem (GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; KUPFER, 2012; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; RUBIO, 2010).

A resposta à fragmentação e a importância dos fragmentos e da configuração espacial varia entre os organismos, principalmente de acordo com sua capacidade de dispersão, o que influencia também na estratégia de conservação adotada (SAURA; RUBIO, 2010; VILLARD; METZGER, 2014). Para espécies menores e de baixa capacidade de dispersão o tamanho dos fragmentos tende a ser mais importante para sua manutenção. Já as espécies com capacidade média de dispersão tendem a ser mais afetadas pela perda configuração espacial e distância entre os fragmentos, de modo que a perda de um elemento conector pode comprometer o deslocamento na paisagem e impedir o uso ou colonização de áreas de alta qualidade ambiental. (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007; SAURA; FUENTE, 2017; SAURA; RUBIO, 2010).

2.7. Modelos de simulação espacial

Modelos de simulação de mudanças no uso e cobertura do solo são ferramentas que permitem avaliar a influência de diferentes variáveis sobre a dinâmica passada e presente de processos naturais e antrópicos na paisagem, bem como simular cenários futuros a partir dos padrões históricos observados. Por essas características, são de grande utilidade para o planejamento ambiental e conservação (SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES; FOLLADOR, 2013; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017; WANG *et al.*, 2016). Dentre os diversos tipos de modelos existentes, a abordagem agregando autômatos celulares e estatística espacial se destaca por permitir a análise não apenas em termos de quantidade (área) de mudança, mas também de padrões espaciais (SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017). Nesses modelos, a condição de uma célula num segundo momento depende da condição atual própria e das células vizinhas, de acordo com um conjunto de regras de transição estabelecido e relacionado a variáveis estáticas e dinâmicas. Além disso, permitem a modificação de parâmetros para avaliação de diferentes cenários (SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES;

COSTA, 2009; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; PIONTEKOWSKI *et al.*, 2019; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017).

Esta abordagem é utilizada, por exemplo, no DINAMICA EGO, software gratuito desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais. Proposto inicialmente para estudos de desmatamento na Amazônia, atualmente é amplamente utilizado em estudos em diferentes regiões do Brasil e do mundo para analisar e prever as mudanças no uso do solo, projetar diferentes cenários de mudanças na paisagem e outras aplicações (CAMACHO-SANABRIA; JUAN-PÉREZ; PINEDA-JAIMES, 2015; DIB *et al.*, 2020; MOLIN *et al.*, 2017; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; PIONTEKOWSKI *et al.*, 2019; RAMOS; GRAÇA; FEARNSSIDE, 2018; SOARES-FILHO *et al.*, 2016; SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2009; THOMPSON *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2016). O DINAMICA EGO é uma plataforma com alta capacidade e velocidade de processamento que opera com dados matriciais e possui uma interface gráfica que possibilita a construção e execução de modelos simples e complexos através de uma série de ferramentas e algoritmos específicos para análise e processamento de dados e simulações espaciais (SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019). As regras de transição são calculadas pelo método estatístico Bayesiano de Pesos de Evidências (*Weight of Evidences – WofE*) a partir das variáveis de influência selecionadas, e são aplicadas por dois algoritmos principais: *Expander e Patcher*. O primeiro expande ou contrai manchas pré-existentes e o segundo cria novas manchas na paisagem. Ambos os algoritmos incorporam o mecanismo de alocação estocástico que identifica e efetua as mudanças nas células com maior probabilidade de transição e são executados a cada iteração do modelo, em que o mapa final da iteração anterior é o mapa de início da nova iteração (SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017).

2.8. Priorização de áreas para conservação e para adequação à Legislação Florestal

No que tange à priorização de áreas para conservação, o uso de informações geográficas e geotecnologias tem estado presente na proposição de projetos e políticas de conservação da biodiversidade no Brasil, dentre os quais a definição das regiões de atuação do projeto Pró-Espécies. Esses processos geralmente são coordenados pelo poder público e desenvolvidos de maneira participativa com a presença da comunidade acadêmica e outros setores e aplicam os princípios do Planejamento Sistemático para Conservação (BRASIL, 2007, 2016; FONSECA; VENTICINQUE, 2018; LOYOLA *et al.*, 2014; SCARAMUZZA *et al.*, 2005). O Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) é uma abordagem estruturada de vários componentes em estágios, para identificar áreas de conservação e planejar sua gestão. O processo envolve múltiplos atores, feedback, revisão e reiteração onde necessário, em qualquer estágio, com vistas a formar uma rede de áreas de conservação complementares às áreas de conservação existentes e prevendo o uso de uma ampla variedade de estratégias de gestão de habitat incluindo a criação de parques e reservas e acordos de boas práticas produtivas (MARGULES; PRESSEY, 2000; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010). Esta é a abordagem utilizada na iniciativa “Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira”, coordenada pelo MMA desde 2000 e que em 2016 passou por uma segunda atualização para os biomas Cerrado, Pantanal e Caatinga. (BRASIL, 2016b; FONSECA; VENTICINQUE, 2018). Em termos de execução, o PSC geralmente faz uso de softwares desenvolvidos especificamente para este fim, como Marxan, C-Plan e Zonation, numa escala nacional ou territorial e requer, além de uma robusta base de dados, profissionais altamente especializados, fatores estes que tornam sua aplicação bastante demandante em termos de tempo e recursos. (BRASIL, 2007, 2016; FONSECA; VENTICINQUE, 2018; LOYOLA *et al.* 2014; OAKLEAF *et al.*, 2017; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010).

Nesse sentido, outras outras metodologias e escalas podem ser mais adequadas para análises relativas ao planejamento ambiental e implementação do Código Florestal em nível regional ou local, que tendem a ser executadas por instituições com menor capacidade técnica e operacional, como os órgãos estaduais e municipais de meio ambiente (OAKLEAF *et al.*, 2017; SCARDUA; BURSZTYN, 2003). Diante da ausência de diretrizes claras que orientem os órgãos competentes quanto à seleção de áreas para

emissão de CRA e recuperação ambiental, métodos de Análise Multicritério figuram como alternativas mais simples, menos custosas e amplamente aplicadas em estudos de planejamento territorial (DAVIES; BRYCE; REDPATH, 2013; ESMAIL; GENELETTI, 2018). Trata-se de uma técnica que busca uma solução de compromisso e consenso, avaliando critérios considerados relevantes para um problema em questão pelos agentes decisores, os quais também definem importância dos critérios em um processo iterativo com outros atores (DAVIES; BRYCE; REDPATH, 2013; ESMAIL; GENELETTI, 2018; JANNUZZI; DE MIRANDA; SILVA, 2009; MALCZEWSKI, 2000, 2007; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; ZAMBON *et al.*, 2005).

A abordagem multicritério é utilizada, por exemplo, na ferramenta LegalGEO, desenvolvida por Oakleaf *et al.* (2017) para auxiliar governos e instituições não governamentais para oferecer soluções de regularização de propriedades rurais com resultados ambientais positivos. Disponível como um *toolkit* para a suíte ArcGIS 10.3, apresenta-se como uma solução simples e customizável, além de incorporar variáveis como serviços ecossistêmicos, padrões de distribuição espacial da vegetação, ameaças e presença de áreas protegidas (OAKLEAF *et al.*, 2017). Entretanto, por se tratar de um *plugin* restrito a um software proprietário, envolve custos financeiros com licenças e está sujeito a descontinuidade e problemas de compatibilidade entre versões (MILARÉ; SILVA; PARANHOS FILHO, 2016).

Nesse contexto, uma solução que pode ser adotada é a Combinação Linear Ponderada aliada a técnica Delphi. A Combinação Linear Ponderada (CLP) é um tipo de análise multicritério frequentemente utilizado em análises de uso do solo e seleção de áreas, por ser facilmente executada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), incluindo softwares livres, utilizando álgebra de mapas e modelos cartográficos (MALCZEWSKI, 2000). Na CLP em ambiente SIG, as variáveis correspondem a camadas de dados espaciais em que cada célula contém um determinado valor em uma escala normalizada. As camadas são então combinadas em um cubo de imagens e valor de cada célula no mapa final é resultado da soma dos valores das células multiplicados pelo fator da respectiva camada (MALCZEWSKI, 2000; SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012).

Já a técnica Delphi é um método de tomada decisão que pode auxiliar na construção da análise multicritério, incluindo a definição de variáveis e fatores de ponderação. Desenvolvida na década de 50 no meio militar nos Estados Unidos, a técnica Delphi

consiste em um processo estruturado, sistemático, anônimo e iterativo de consulta a especialistas para resolução de assuntos complexos que envolvem múltiplos interessados e *trade-offs* (BRÁS; FREITAS, 2018; ESMAIL; GENELETTI, 2018; FILYUSHKINA *et al.*, 2018; MUKHERJEE *et al.*, 2015). Frequentemente utilizada em áreas como medicina, turismo e ciências políticas e ambientais, ainda é pouco aplicada em estudos e projetos de manejo da biodiversidade e elaboração de políticas para conservação, apesar de sua adequabilidade (FILYUSHKINA *et al.*, 2018; MUKHERJEE *et al.*, 2015).

CAPÍTULO 03 – ARTIGO 1

Desempenho do Algoritmo de Classificação de Imagens Random Forest para Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo no Cerrado Brasileiro

Performance of the Random Forest Image Classifier for Mapping Land Use and Land Cover in the Brazilian Cerrado

Artigo publicado no volume 44 do Anuário do Instituto de Geociências da UFRJ, formatado conforme as normas do periódico.

Resumo

O Cerrado é um ecossistema altamente diversificado e fornece habitat para muitas espécies, porém, vem sofrendo degradação acentuada nas últimas décadas devido à expansão da produção de *commodities* agrícolas. Esse cenário reforça a necessidade de contínuo monitoramento das mudanças de uso e cobertura do solo, seja com foco na produção agrícola ambientalmente sustentável ou no entendimento do mercado. Recentemente, os algoritmos de aprendizagem de máquina têm se concretizado como uma abordagem promissora e inovadora para processamento de dados de sensoriamento remoto. Assim, esse trabalho teve por objetivo avaliar o potencial do algoritmo de classificação de imagens *Random Forest* para o mapeamento e classificação do uso e cobertura do solo no Cerrado Brasileiro. A área de estudo selecionada foram os municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade, no estado do Tocantins. Os materiais básicos deste estudo foram o modelo digital de elevação produzido pela missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), as imagens de luzes noturnas obtidas pelo sensor *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) e as imagens multiespectrais do satélite *Landsat-8 Operational Land Imager* (OLI), adquiridas entre os meses de maio a outubro de 2013. Todas as análises foram realizadas na plataforma *Google Earth Engine* que permite processamento de dados em nuvem. Foi gerado um cubo de imagens contendo 38 camadas que foram classificadas pelo algoritmo *Random Forest*, com 500 árvores de decisão. Para o treinamento do classificador, foram utilizados pontos aleatórios de cada classe de mapeamento do projeto TerraClass Cerrado 2013. Considerando o mapeamento do TerraClass Cerrado 2013 como verdade terrestre, obteve-se um índice Kappa de 0,64. Houve superestimação expressiva da classe

‘agricultura anual’ e ‘área urbana’. A metodologia proposta apresentou um bom potencial como uma alternativa de menor custo e tempo para o mapeamento do uso e cobertura do solo do Cerrado.

Palavras-chave: Geotecnologias; *Machine learning*; Processamento em nuvem

Abstract

The Cerrado is a highly diversified ecosystem and provides habitat for many species, however, it has undergoing marked degradation in recent decades due to the expansion of agricultural commodity production. This scenario reinforces the need for continuous monitoring of land use and land cover changes, whether with a focus on environmentally sustainable agricultural production or market understanding. Recently, machine learning algorithms have become a promising and innovative approach to remote sensing data processing. Thus, this study aimed to evaluate the potential of the Random Forest image classification algorithm for land use and land cover (LULC) mapping and classification in the Brazilian Cerrado. The selected study area selected was the municipalities of Natividade, Chapada da Natividade and São Valério da Natividade, in the state of Tocantins. The basic materials of this study were the digital elevation model produced by the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), the night light images obtained by the Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) sensor, and the Landsat-8 Operational Land Imager satellite (OLI) multispectral images acquired from May to October 2013. All analyzes were performed on the Google Earth Engine platform that allows cloud computing. A cube of images was generated containing 38 layers that were classified by the Random Forest algorithm, with 500 decision trees. For the training of the classifier, random points from each LULC class defined in the TerraClass Cerrado 2013 project were used. Considering the TerraClass Cerrado 2013 mapping as the ground truth, a Kappa index of 0.64 was obtained. There was a significant overestimation for 'annual cropland' and 'urban area'. The proposed methodology presented a good potential for less expensive and less time demanding LULC mapping of the Cerrado.

Keywords: Geotechnologies; Machine learning; Cloud processing

1. Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, é considerado como *hotspot* para conservação da biodiversidade e é um importante fornecedor de serviços ecossistêmicos que trazem benefícios para as populações humanas que dependem diretamente e indiretamente como fonte de alimento, água, materiais e polinizadores (Alencar *et al.*, 2020). Apesar disso, aproximadamente metade da sua área original foi convertida para atividades produtivas nos últimos 45 anos e menos de 9% do bioma encontra-se sob algum tipo de proteção integral (Klink & Machado, 2005; Brasil, 2015; Vieira *et al.*, 2018). Em função da forte pressão antrópica sob o bioma, o mapeamento e monitoramento das mudanças do uso do solo são fundamentais para traçar estratégias e políticas de proteção do bioma e sua biodiversidade, bem como para o ordenamento do território e desenvolvimento econômico.

Diante desse cenário de rápida e intensa mudança do uso e cobertura do solo no Cerrado, é fundamental conhecer a dinâmica desta transformação de modo rápido e preciso por meio do uso de ferramentas eficientes (Alencar *et al.*, 2020). Os principais esforços de mapeamento do Cerrado realizados em escala de bioma são o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (Probio) (Sano *et al.*, 2007; Sano *et al.*, 2019) e o Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado - TerraClass Cerrado (Brasil, 2015), ambas iniciativas coordenadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e limitadas a um único ano - 2002 e 2013, respectivamente. Esses programas trabalham com mapeamentos envolvendo etapas e processos dependentes de máquinas de alto desempenho e de analistas (intérpretes) em todas as fases de construção desses produtos.

Atualmente, o advento de tecnologias de processamento de grande volume de dados, representados pelo conceito de *big data* e o processamento na nuvem (Hashem *et al.*, 2015; Shelestov *et al.*, 2017; Alencar *et al.*, 2020) implicam na reformulação dessas metodologias “estáticas” de mapeamentos de uso e cobertura. Essa estratégia de trabalho envolve o acesso e o uso de uma grande quantidade de dados primários e secundários e depende do quanto esta informação está organizada, disponível e processável, o que implica, necessariamente, da existência de uma infraestrutura física e virtual capaz de suprir as demandas do usuário final, de acordo com suas necessidades (Yang *et al.*, 2016). Neste sentido, a computação na nuvem vem se apresentando como solução na área de geoprocessamento ao possibilitar não apenas o armazenamento e acesso à grande

quantidade de informação, mas também sua gestão e processamento em análises complexas com grande economia de tempo e recursos humanos e financeiros (Yang *et al.*, 2013; Hashem *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2016).

Contudo, o uso de *big data* e computação na nuvem nas geociências apresenta também seus desafios. A curva de aprendizado por parte dos analistas de geoprocessamento bem como a implementação e operação da infraestrutura necessária para as análises - tais como servidores, redes, armazenamento, serviços e aplicações - são barreiras a serem superadas, levando pesquisadores a uma busca por soluções (Yang *et al.*, 2016).

Mais recentemente, o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomass), uma iniciativa em rede colaborativa formada por organizações não governamentais, universidades públicas, institutos de pesquisa e empresas privadas, deu início ao mapeamento dos biomas brasileiros em escala nacional, produzindo mapeamentos anuais de uso e cobertura do solo desde 1985, a partir de imagens da série histórica do satélite Landsat que são processadas pelas técnicas de *machine learning* na plataforma *Google Earth Engine* (GEE) (Alencar *et al.*, 2020; Grande *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020).

Tanto as iniciativas em escala nacional quanto outros trabalhos em áreas menores identificaram algumas dificuldades para o mapeamento do uso e cobertura do solo no Cerrado (Nunes & Roig, 2015; Chelotti, 2017; Sano *et al.*, 2019; Alencar *et al.*, 2020). Tais dificuldades são resultantes das características climáticas e físicas específicas do bioma: forte sazonalidade climática, cobertura persistente de nuvens na estação chuvosa, transição gradual entre diferentes fitofisionomias e confusão de classes em função da dificuldade na diferenciação entre algumas formações naturais e áreas de atividades agropecuárias.

Considerando a relevância da produção de mapas acurados anuais do uso e cobertura do solo para o Cerrado, bem como do desenvolvimento de ferramentas e processos que demandem menos recursos humanos, financeiros e menor tempo para produção, o presente trabalho buscou avaliar o desempenho das ferramentas disponíveis na plataforma *Google Earth Engine* e do classificador de imagens *Random Forest*, ambos utilizados nos processos de mapeamento de uso e cobertura do solo do projeto MapBiomass, por meio da simulação do mapeamento realizado pelo projeto TerraClass Cerrado para o ano de

2013 em uma região de Cerrado sob forte pressão antrópica. Este estudo foi baseado na integração de imagens adquiridas pelos satélites Landsat (dados multiespectrais) e *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) (luzes noturnas) e pela missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) (modelo digital de elevação), tendo como hipótese que a combinação de dados multiespectrais, de luzes noturnas e de elevação do terreno apresenta desempenho superior da discriminação de classes de uso e cobertura do solo presentes na área de estudo quando comparados aos métodos baseados apenas em informação espectral, isolada.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

A área de estudo situa-se integralmente no bioma Cerrado, mais especificamente, nos municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade (estado de Tocantins), com aproximadamente 740.683 ha (Figura 1). Essa área faz parte de uma das 46 regiões definidas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) como prioritárias para conservação de espécies ameaçadas de extinção, no âmbito do Projeto Estratégia Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção - GEF-Pró-Espécies, com identificação de 29 espécies ameaçadas de extinção (Brasil, 2016).

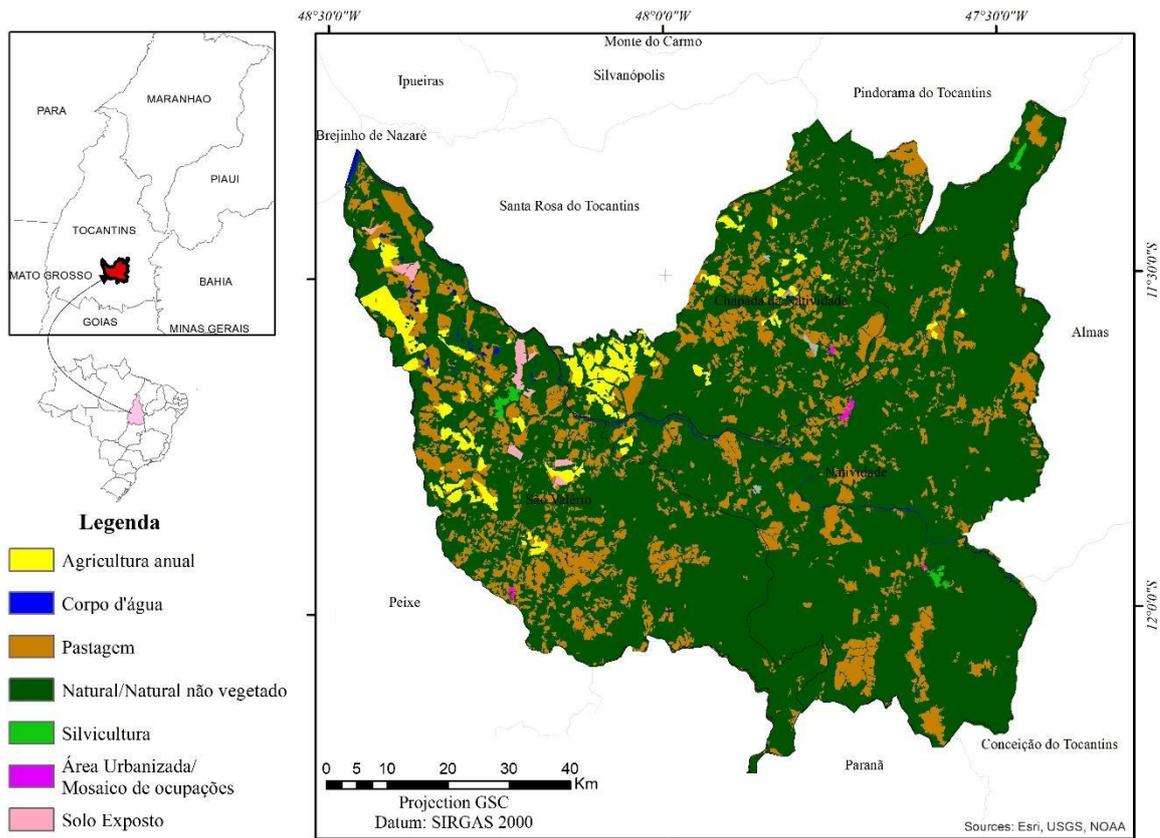


Figura 1 Mapa de localização da área de estudo sobreposto ao mapa de uso e cobertura do solo do projeto TerraClass Cerrado (Brasil, 2015).

Os municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade, segundo os dados de uso e cobertura do solo do Projeto TerraClass Cerrado (Brasil, 2015) possuem 78% da área coberta por vegetação natural, 18% por pastagem e 3% por agricultura anual. Não existem cadastros de unidades de conservação ou terras indígenas na região na base de dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e da Fundação Nacional do Índio (FUNAI). A população estimada é de 16.485 habitantes com densidade demográfica média é de 2,17 hab/km² e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) médio de 0,645 (IBGE, 2020). Segundo dados de perfil econômico dos municípios de Tocantins (SEPLAN, 2017), os três municípios apresentam potencial de uso intensivo do solo para pecuária e cultivos agrícolas.

A região de estudo está incorporada na nova fronteira para expansão da agricultura no Brasil, denominada Matopiba (Maranhão, Tocantins, Sul do Piauí e Oeste da Bahia). Essa expansão está intimamente ligada ao desmatamento da vegetação nativa. Principalmente,

devido os processos de regulamentação ambiental do Cerrado serem menos rígidas quando comparados ao do bioma Amazônia (Spera *et al.*, 2016).

Na área de estudo, os dados de precipitação (Figura 2; INMET, 2020) para a estação de Santa Rosa, município fronteiro, demonstram precipitação superior a 1000mm anuais com estações bem definidas, entre períodos secos e chuvosos. A elevada temperatura média (Figura 2), que pode comprometer a oferta hídrica em plantações, pode também acelerar o crescimento vegetal, encurtando o ciclo produtivo. No entanto, a dinâmica da agricultura exige maior intensidade de capital e de conhecimento do que regiões agrícolas mais tradicionais em uso no Brasil, como o centro-oeste e sul (Garcia & Vieira Filho, 2018).

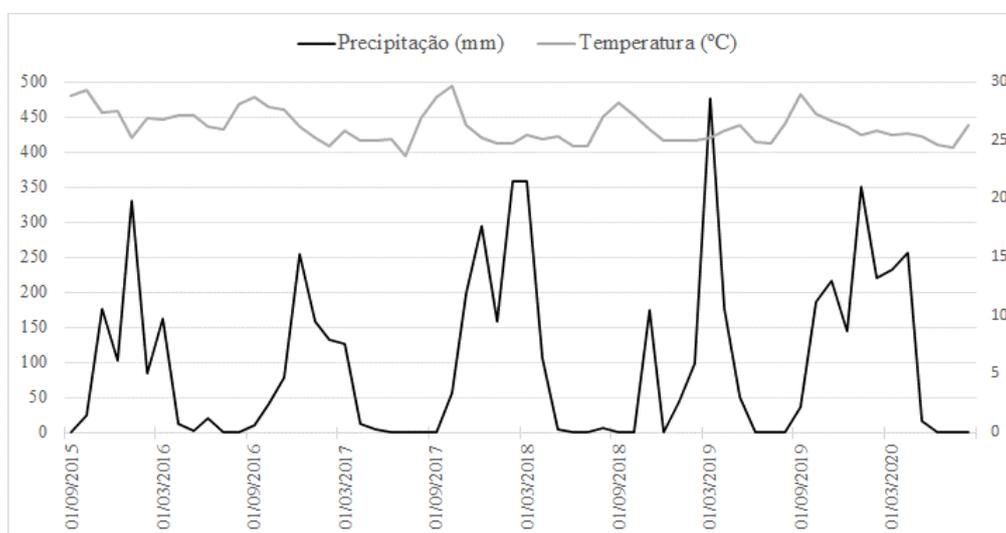


Figura 2 Dados de precipitação (barras em azuis) e de temperatura (linha vermelha) da estação de Santa Rosa do Tocantins (TO).

Outro fator positivo para a produção rural na área de estudo é o fato de 89,85% da região ter declividade inferior a 8°, indicando impedimento nulo ou ligeiro à mecanização agrícola e muito baixo risco de erosão. O município de Natividade, no entanto, é 16% comprometido devido a declividade acentuada, de acordo com os dados de elevação extraídos da imagem SRTM (Shuttle Radar Topography Mission).

2.2 Abordagem metodológica

Todas as análises foram realizadas na plataforma GEE (Gorelick, 2017), voltada para análise de dados em escala planetária. A plataforma concentra um grande volume de

dados, da ordem de Petabytes, provenientes de diferentes fontes como: modelo digital de elevação (MDE) da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), dados históricos da série Landsat, MODIS, Sentinel 1, 2, 3, entre outros catálogos de dados/imagens.

A plataforma GEE também possibilita processamento de dados em nuvem de seus catálogos nativos, assim como a importação e exportação de dados matriciais e vetoriais. Trata-se de uma ferramenta de programação, cuja interação com os usuários é feita por meio de desenvolvimentos de scripts em linguagem de programação Java ou com a utilização de scripts já disponíveis, i.e., desenvolvidos por outros usuários. Na plataforma, já foram implementadas diversas funções, dentre operações matriciais simples até classificação de imagem orientada-a-objeto, que vêm sendo aplicadas em trabalhos de mapeamento do uso e cobertura do solo (Huang *et al.*, 2017; Shelestov *et al.*, 2017; Alencar *et al.*, 2020). Novas funções são constantemente incorporadas, assim como novos catálogos de dados. Novas implementações de inteligência artificial estão em desenvolvimento pela equipe de desenvolvimento (Google, 2019).

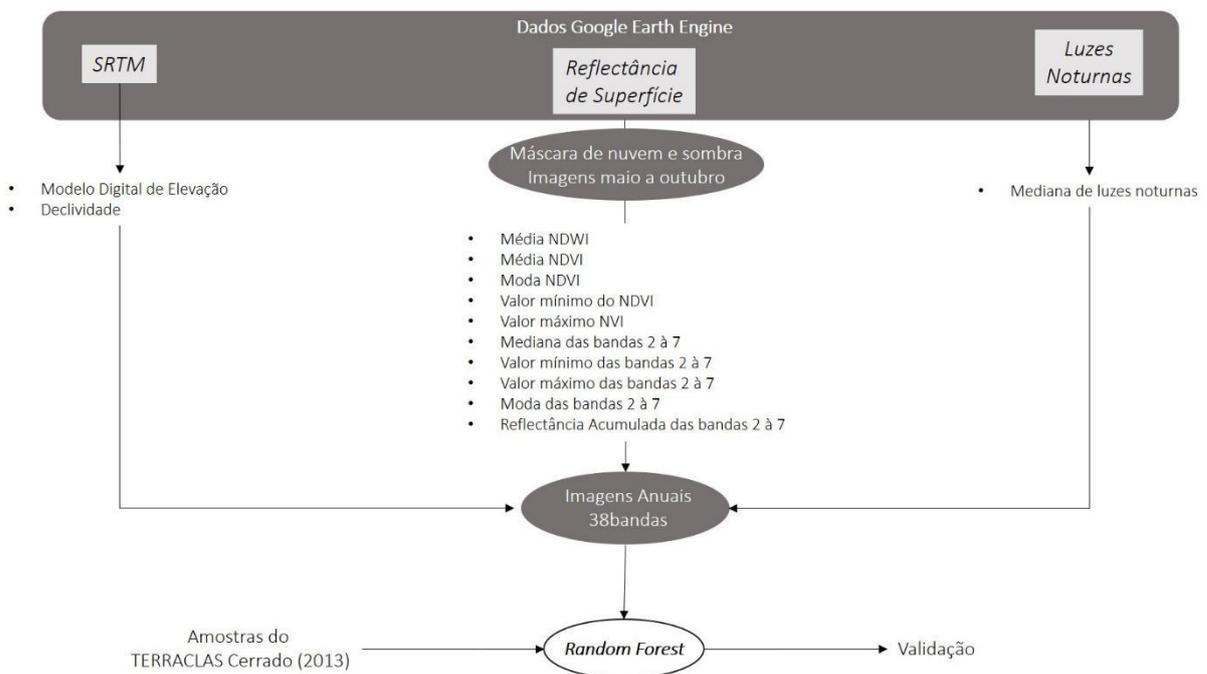


Figura 3 Fluxograma de processamento dos dados na plataforma *Google Earth Engine*.

Conforme Figura 3, o trabalho utilizou três dados de entrada já disponíveis na plataforma GEE: imagens multiespectrais do satélite Landsat-8 *Operational Land Imager* (OLI),

imagens de luzes noturnas obtidas pelo sensor *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) a bordo dos satélites *Suomi National Polar-Orbiting Partnership* (Suomi NPP) e NOAA-20, modelo digital de elevação obtido pela missão SRTM. Os dados de Landsat-8 OLI (Órbita/Ponto 221/068, 221/069, 222/068) foram obtidos entre maio e outubro de 2013, mesmo período do monitoramento do projeto TerraClass Cerrado 2013. Todos os registros de nuvem ou sombra de nuvem nas imagens Landsat foram eliminados por uma máscara baseada nos dados de qualidade radiométrica disponível no arquivo denominado 'pixel_qa'.

Os dados de luzes noturnas foram utilizados como indicador de áreas urbanas (Sharma *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017). Foi extraído o valor da mediana de todos os registros do ano a fim de reduzir possíveis ruídos derivados de queimadas, as quais ocorrem em maior quantidade no período da seca no Cerrado (maio a outubro). Os modelos digitais de elevação do SRTM foram utilizados para gerar mapas de elevação e declividade. A partir das imagens Landsat-8, foram extraídos os índices de água normalizados pela diferença (NDWI: $(\rho_{NIR} - \rho_{SWIR}) / (\rho_{NIR} + \rho_{SWIR})$) para extração dos corpos d'água (Mcfeeters, 1996) e os índices de vegetação normalizados pela diferença (NDVI: $(\rho_{NIR} - \rho_{RED}) / (\rho_{NIR} + \rho_{RED})$) para detecção de tipos de vegetação (Gao, 1996). Os seguintes atributos foram extraídos das imagens Landsat-8: a) NDWI: mediana; b) NDVI: mediana, moda, mínimo e máximo; e c) bandas espectrais: mediana, moda, mínimo, máximo e reflectância acumulada. A partir desses atributos, foi produzida uma imagem anual que corresponde a um cubo de imagem com 38 bandas (camadas) (Tabela 1).

O cubo de imagem anual foi então submetido à classificação orientada-a-objeto utilizando-se do classificador *Random Forest* (Breiman, 2001). Nesse classificador, baseado no princípio de árvores de decisão, sub-amostras selecionadas aleatoriamente com repetição são utilizadas como variáveis preditivas para treinamento do classificador. Um terço dessas sub-amostras é selecionado para a etapa de validação, conhecida como “*out of the bag*”. Um variado número de árvores é construído na etapa de treinamento combinando-as para se ter uma predição com maior acurácia e estabilidade. Cada árvore depende dos valores de um vetor aleatório amostrado de forma independente e com a mesma distribuição para todas as árvores da floresta. Durante a classificação, cada árvore escolhe, para cada pixel, a classe temática com maior probabilidade de acerto; a classe de uso e cobertura de solo mais votada é retornada pelo classificador (Han & Kamber, 2006; Belgiu & Drăguț, 2016). Belgiu &

Drăguț (2016) apresentaram as principais aplicações do *Random Forest* em sensoriamento remoto, evidenciando as práticas realizadas e elencando pontos de atenção para seu uso, como a necessidade de uso de aproximadamente 0,25% de pontos amostrais para treinamento do classificador.

Fonte	Descrição	Resolução espacial	Dados primários ou derivados
Landsat- 8 OLI	Reflectância de superfície	30 m	NDWI (mediana) NDVI (mediana, moda, mínimo e máximo) Bandas espectrais (B2 a B7) (mediana, moda, mínimo, máximo e reflectância acumulada)
SRTM	Modelo digital de elevação	30 m	Elevação Declividade
VIIRS	Radiância média mensal	450 m	Mediana da série anual

Tabela 1 Dados de entrada do cubo de imagens com 38 bandas que foram utilizados para compor a imagem anual. As imagens do satélite Landsat-8 foram adquiridas no período de maio a outubro de 2013 (total de 12 imagens). SRTM = Shuttle Radar Topography Mission; VIIRS = *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*.

Neste estudo, o classificador *Random Forest* foi executado a partir de 500 árvores de decisão conforme sugerido por Belgiu & Drăguț (2016). Para o treinamento do algoritmo, foram utilizados pontos aleatórios para cada classe do mapeamento de uso e cobertura do solo do projeto TerraClass Cerrado 2013, previamente importado para o GEE, respeitando os limites de 30 m de cada pixel do Landsat, menor unidade amostral da classificação. Foram consideradas nove classes temáticas para a área de estudo. As classes ‘não observado’ e ‘mineração’ do projeto TerraClass Cerrado não foram consideradas devido à sua baixa representatividade espacial na área de estudo (Tabela 2). As classes que não atingiram 0,25% foram em decorrência da restrição da plataforma GEE ao usuário padrão. Desta forma, as classes predominantes, ‘natural’ e ‘pastagem’, foram subamostradas em relação à sugestão de Belgiu & Drăguț (2016).

Classe	Amostras de treinamento	Número de pixels	% de pontos amostrais para treinamento do classificador
Agricultura anual	600	243611	0,24
Corpos d'água	80	31065	0,25
Pastagem	800	1488907	0,053
Natural/Natural não-vegetado	4500	6622758	0,068
Silvicultura	80	19987	0,40
Área urbana/mosaico de ocupações	80	7130	1,12
Solo exposto	120	36389	0,33
Total	6260	8449847	2.461

Tabela 2 Amostras de treinamento para a classificação de cubo de imagens da área de estudo.

O resultado da classificação foi submetido a uma interpolação modal considerando oito pixels adjacentes, por se tratar de um dado categórico, a fim de homogeneizar as classificações de pixels isolados (Deines *et al.*, 2019). A análise da acurácia da classificação foi realizada por meio de matriz de confusão, acurácia global e índice Kappa. A amostragem foi do tipo estratificada não-alinhada, baseada em um total de 1000 pontos amostrais e no mapeamento do projeto TerraClass Cerrado 2013, o qual foi considerado como verdade terrestre (Figura 2).

3. Resultados e Discussão

Apesar dos atrativos para as atividades agrícolas tais como temperatura, pluviosidade e declividade, a classificação resultante da metodologia proposta na área de estudo (Figura 4) demonstra evidente predominância de paisagem natural (93,63% para Natividade; 86% para Chapada da Natividade e 78,78% São Valério) com concentração de classes

antrópicas somente na região noroeste dos municípios de São Valério e Chapada da Natividade.

Tal resultado é similar ao visualizado nos resultados do MapBiomias – coleção 4.1. As coleções desse programa possuem tendência crescente de atividades antrópicas agropastoris entre os anos de 1985 e 2018, principalmente no município de São Valério em direção ao município da Chapada da Natividade. Na classificação para 2013 (Figura 4) ainda se observou uma baixa ocupação ao sul do município de Natividade, porém houve um padrão de aumento para os anos subsequentes, de acordo com o mapeamento temporal do MapBiomias (MapBiomias, 2019).

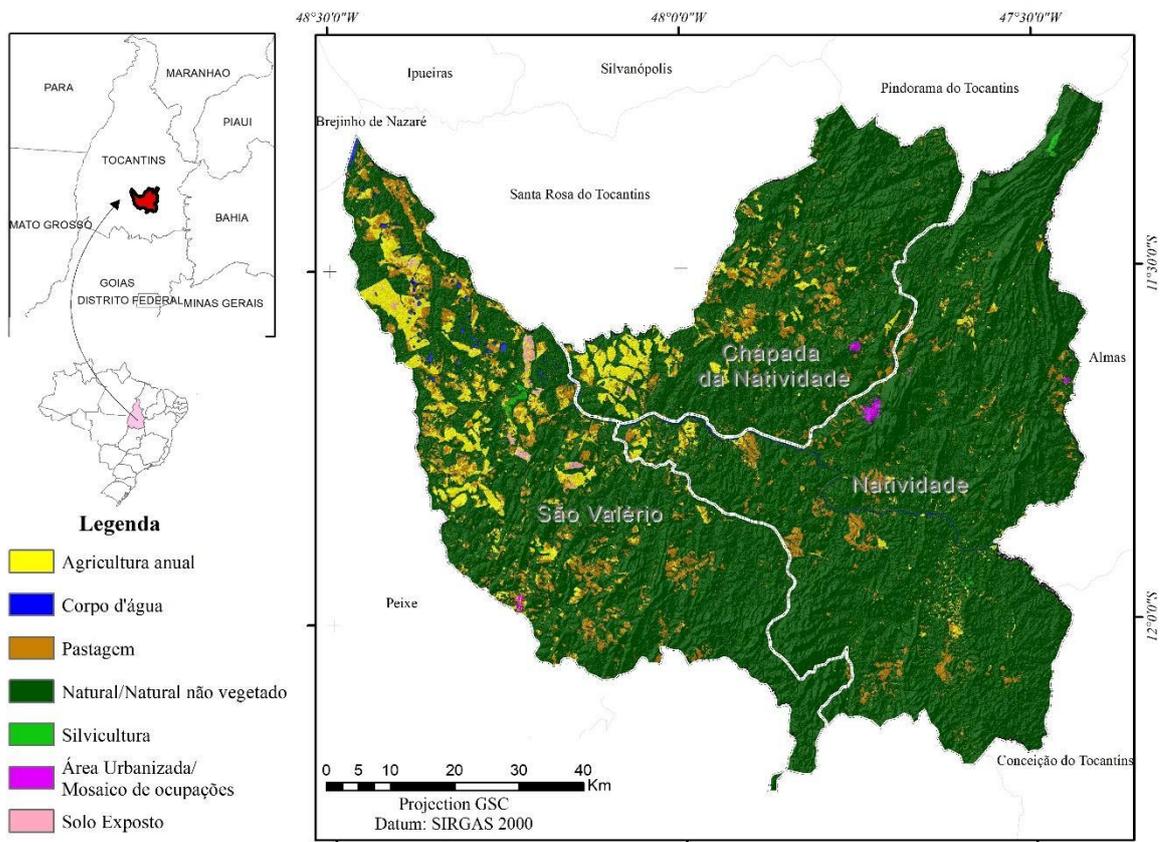


Figura 4 Mapa de uso e cobertura do solo dos municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade no estado de Tocantins para o ano de 2013, produzido a partir da classificação de cubo de 38 imagens pelo algoritmo *Random Forest* disponível na plataforma *Google Earth Engine*.

Tais evidências mostram que a pressão de atividades agrossilvopastoris na região tem aumentado nos últimos anos, provavelmente relacionados com o incentivo atual do governo federal. Dados da Embrapa confirmam o crescimento no estado de Tocantins em taxas superiores a 25% ao ano nos últimos 4 anos (Campos *et al.*, 2019).

A acurácia global da classificação proposta foi de 0,84. Já o índice Kappa atingido foi de 0,64 podendo ser categorizado como “muito boa”, de acordo com Landis e Koch (1977). A classe com melhor desempenho na classificação foi “Natural”, com 95% de correspondência com a classificação de referência do TerraClass, seguida de “Solo Exposto” (89%) e “Agricultura Anual” (76%). “Área Urbana” apresentou 70% de correspondência com o TerraClass, sendo que 17% e 13% da confusão detectada foram com as classes “Pastagem” e “Natural”, respectivamente. A classe “Água” teve 71% de correspondência com o TerraClass e 25% de confusão com a classe “Natural”. A classe “Silvicultura” obteve 75% de correspondência com o TerraClass e confusão majoritária com a classe “Natural” (18%).

A classe com menor desempenho foi “Pastagem”, com 49% de correspondência com o TerraClass. Ainda a classe pastagem se destacou por apresentar 46% de confusão com a classe “Natural”, que nessa região é predominantemente coberta por formações savânicas.

Os resultados podem ser visualizados na Figura 5, no qual a acurácia do usuário (b) está associada ao erro de comissão, que é o erro cometido ao atribuir um pixel à uma classe quando este pertence a alguma outra classe, refere-se a uma delimitação excessiva da categoria. A acurácia do produtor (a) está associada ao erro de omissão, que ocorre quando deixamos de mapear um pixel da classe corretamente. As barras localizadas à direita do gráfico mostram as taxas de acerto e ao lado esquerdo observa-se os percentuais de classes com confusão.

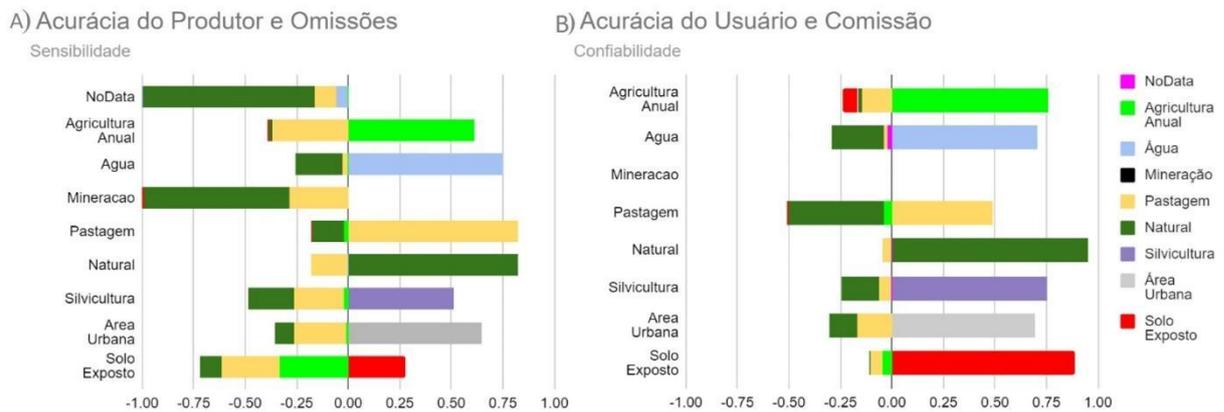


Figura 5 A. Acurácia do produtor ou erro de omissão das classes temáticas consideradas neste estudo; B. acurácia do usuário ou erro de comissão.

Para a classe “Agricultura Anual”, é importante frisar que foram utilizadas a quantidade de unidades amostrais próximas à sugerida por Belgiu & Drăguț (2016). Mesmo assim, observou-se uma subestimação da área de agricultura anual, no qual pixels pertencentes a essa classe foram incorporados erroneamente às classes às classes pastagem, vegetação natural e solo exposto.

Foi observado um baixo desempenho na classificação da classe “Pastagem”, esse comportamento continua similar a outros trabalhos, no qual a confusão espectral ocorre com outras formações nativas, principalmente com as formações campestres naturais (Nascimento & Sano, 2010; Grande *et al.*, 2016; Alencar *et al.*, 2020). Apesar de a classe “Silvicultura” apresentar baixa representatividade, com 1.751 ha em mais de 7.000 km², a classificação foi satisfatória, com 75% de correspondência com a classificação do projeto TerraClass Cerrado.

Conforme observado na Figura 5a, houve erros de omissão associados à classe solo exposto, principalmente com pastagem e agricultura anual. Tal ocorrência pode estar associada à mudança natural dessa classe ao longo do ano, principalmente com agricultura anual. Essa constatação vai ao encontro da classe agricultura anual, cuja omissão ocorreu principalmente para a classe pastagem.

É importante observar que tanto as amostras de treinamento quanto às amostras de validação foram obtidas a partir de pontos aleatórios distintos em ambos os processos,

porém, advindos dos dados do TerraClass Cerrado. Assim, é possível que haja influência de eventuais erros de classificação nos dados considerados como referência, seja por erro de interpretação ou decorrente da área mínima utilizada nessa classificação de 6,25 ha. Certas inconsistências podem também estar associadas a mudanças temporais naturais dos pixels ao longo do ano, uma vez que o mapeamento do projeto TerraClass Cerrado foi baseado em uma única cena por órbita/ponto. Uma forma de minimizar essas inconsistências seria por meio de uma análise temporal dessas classes.

Tendo em vista que os pontos gerados pelo *Random Forest* são aleatórios e as respostas espectrais são altamente influenciadas pela sazonalidade e variações anuais e regionais, os valores e regras de decisão no treinamento para o mapeamento de 2013 não foram aplicados para outros anos ou regiões. Ainda que alguns estudos tenham aplicado as regras de decisão para outros anos (Guerra *et al.*, 2017; Parente & Ferreira, 2018), tais trabalhos focaram no mapeamento de uma única classe, como pastagem ou cultura anual, ao passo que o presente trabalho utilizou sete classes para classificação, aumentando, portanto, a probabilidade de erros de omissão e comissão. No caso de mapeamentos de vegetação natural ou mapeamentos envolvendo várias classes, entende-se que deve haver o treinamento do classificador em regiões de controle validadas em visitas de campo ou imagens de alta resolução, correspondentes ao ano de mapeamento (Alencar *et al.*, 2020).

O bom desempenho do *Random Forest* na simulação do mapeamento do TerraClass reforça seu potencial para classificação do uso e cobertura do solo, em especial para a vegetação natural. Embora o desempenho do classificador não tenha sido superior, mas similar a outros métodos de classificação já aplicados no Cerrado (Nunes & Roig, 2015; Grande *et al.*, 2016; Chelotti, 2017), a metodologia aqui apresentada pode ser aperfeiçoada ao se adicionar outras variáveis espectrais e um treinamento de classificador mais preciso. Alencar *et al.* (2020), no âmbito do projeto MapBiomias, mapearam o uso e cobertura do solo em todo o bioma Cerrado nos anos de 1985 a 2018, também a partir de imagens Landsat, fazendo uso da plataforma GEE e do classificador *Random Forest*, resultando em mapas com acurácia variado de 71 a 87%. O processo, no entanto, foi mais complexo e dispendioso por envolver estabelecimento de pontos de controle em campo e construção de árvores de decisão empírica e estatística, bem como processo de *machine learning*

Ainda que a interface e operacionalização da plataforma exijam conhecimento de programação linear, por disponibilizar os dados e permitir o processamento na nuvem, as análises dispensaram a aquisição de dados, o que torna o processo menos dispendioso em termos de tempo de preparação, processamento e análise. Para este estudo, foi possível extrair informações de cerca de 18GBytes de imagens, sem contabilizar os dados do sensor VIIRS e da missão SRTM. A execução de todas as etapas, a partir do script pronto, consumiu não mais que uma hora, sendo que o script pode ser adaptado para outras regiões exigindo apenas a redefinição da área de estudo. A título de comparação, o TerraClass Cerrado foi desenvolvido ao longo de um ano (2014 a 2015) com várias instituições e equipes de trabalho, bem como equipamentos e softwares, utilizando apenas 121 cenas Landsat (visão estática) para todo o Cerrado (Brasil, 2015), ao passo que no presente estudo foram utilizadas informações de 31 cenas Landsat8/OLI para uma região que corresponde a menos de 0,5% do bioma.

Recomenda-se que para trabalhos futuros seja utilizado outro método de coleta de elementos amostrais para treinamento do classificador, assim reforça-se a necessidade de reconhecimento da área de estudo em campo. Ainda outras combinações de variáveis e dados podem ser testadas, por exemplo, o uso de imagens Sentinel e variáveis multiespectrais e espaciais distintas. Além do aprimoramento do classificador no bioma Cerrado, deve-se testar o método em outros biomas, já que as fitofisionomias apresentam especificidades que devem ser avaliadas e incorporadas no método. No mais há outros tipos de classificadores na plataforma, assim é fundamental testar todas as alternativas disponíveis.

4. Conclusões

Dentre os municípios mapeados, São Valério apresentou maiores áreas de classes antrópicas de uso e cobertura do solo para o ano de 2013 na região nordeste do município. Assim é importante que o município monitore e fiscalize a ocupação do solo buscando o cumprimento da legislação ambiental nos próximos anos.

Embora a proposta da pesquisa tenha buscado combinar dados multiespectrais com outros dados espaciais para aprimoramento da qualidade do mapeamento do uso e cobertura do solo na região, os resultados se mostraram incipientes, pois a qualidade obtida foi similar à de pesquisas que utilizam apenas dados multiespectrais. Apesar disso, a metodologia

mostrou-se vantajosa pois processos de seleção de imagens, preparação, geração de scripts e processamento de dados são relativamente rápidos quando comparados com os procedimentos convencionais. Após a elaboração do script a ferramenta não consumiu mais que uma hora de processamento. Além do mais, deve-se ressaltar a ausência de custos financeiros para sua execução.

O resultado da classificação foi considerado satisfatório e sua acurácia se mostrou sensível à quantidade de amostras de treinamento e às variáveis a serem consideradas para o treinamento. Sugere-se a realização de testes adicionais com maior controle na obtenção dos parâmetros de entrada e de validação do classificador, pois uma das possíveis razões desse desempenho do classificador foi o uso da classificação do TerraClass do ano de 2013 para treinamento e validação, que pode ter influenciado na qualidade dos resultados.

Os resultados aqui apresentados reforçam o potencial do *Random Forest* para o mapeamento do bioma Cerrado. Com isso apresentamos uma alternativa de baixo custo para mapear áreas menores no bioma Cerrado para as quais não haja mapeamento atualizado disponível.

CAPÍTULO 04 – ARTIGO 2

Análise integrada para definição de prioridades de conservação e compensação florestal no Cerrado do Tocantins

Resumo

A perda e fragmentação da vegetação é umas das principais ameaças para as espécies nativas e serviços ecossistêmicos no Cerrado, segundo maior bioma brasileiro e um *hotspot* para conservação da biodiversidade. A compreensão dos padrões e fatores relacionados ao desmatamento e a proposição de estratégias de conservação além de Áreas Protegidas e incorporando áreas privadas e mosaicos de uso da terra são fundamentais para sua proteção. Este trabalho avaliou as mudanças na paisagem em uma região de Cerrado de alta importância biológica e propõe uma metodologia para identificar áreas prioritárias para conservação. As mudanças ocorridas e esperadas entre 1988 e 2038 foram analisadas em nível regional e municipal com métricas e índices de paisagem a partir de mapas de uso e cobertura do solo reais (1988-2018) e simulados (2028-2038) por meio de modelagem utilizando autômatos celulares. Por meio de análise multicritério incorporando projeção de desmatamento, índice de conectividade funcional, dados de ocorrência de espécies ameaçadas e dados do Cadastro Ambiental Rural, os remanescentes de vegetação foram classificados quanto à sua importância para conservação. Entre 1988-2018 houve redução de 20% da cobertura vegetal, aumento da fragmentação e perda da conectividade estrutural e funcional, principalmente a partir de 2008. A vegetação foi substituída principalmente por pastagens e, recentemente, agricultura. Para 2038 espera-se redução da vegetação para 54,97% e maior fragmentação. 399.032 ha foram identificados como excedentes de vegetação, 55,07% de alta importância e 38,94% de importância média para conservação. A área de estudo enfrenta um processo contínuo e gradual de desmatamento e fragmentação. O modelo de desmatamento e a metodologia de priorização desenvolvidos são considerados satisfatórios e de fácil replicação.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem; Geoprocessamento, Código florestal brasileiro

Abstract

Natural vegetation loss and fragmentation are major threats for species and ecosystem services in the Cerrado, the second largest Brazilian biome and a biodiversity hotspot. Understanding the patterns and factors associated with its deforestation and proposing conservation strategies beyond Protected Areas and in private properties is of key importance. This study aims to evaluate the changes in the landscape in a high importance region for biodiversity in the Cerrado and to present a methodology to identify priority areas for conservation. The observed and expected changes between 1988 and 2038 were analyzed in regional and municipal level by using landscape metrics and indexes applied to real land use and land cover maps (1988-2018) and to simulated maps (2028-2038) generated by modelling using cellular automata approach. A multicriteria analysis combining deforestation projection, the Integral Index of Connectivity (IIC), occurrence data of threatened species and information from the Brazilian Rural Environmental Registry (CAR) was then performed to classify natural remnants according to their importance for species and landscape connectivity. Between 1988-2018 the region lost more than 20% of its natural vegetation between, especially after 2008, and a decrease in connectivity was observed as fragmentation increased. Natural cover was replaced mostly by pasture and, recently, by agriculture. It is expected to reduce to 54,97% of its original area by 2038, accompanied by a higher fragmentation. 399,032 ha can be considered vegetation surplus, 55,07% of high importance and 38,94% of medium importance for conservation. The study area faces an ongoing process of habitat loss and fragmentation at a slow rate. Both the deforestation model and the multicriteria analysis presented here are considered satisfactory and replicable.

Key words: Landscape ecology; Geoprocessing; Brazilian Forest Code

1. Introdução

A modificação, degradação e fragmentação de ambientes naturais são as principais causas da perda da biodiversidade global (GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; HADDAD *et al.*, 2017; HILTY *et al.*, 2020; NEWBOLD *et al.*, 2015; RESENDE *et al.*, 2019; VITOUSEK *et al.*, 1997). No Brasil, país que abriga cerca de 10 a 20% das espécies conhecidas no mundo (BRASIL, 2016; CBD, 2021; MAGNUSSON *et al.*, 2018), a perda de habitat para expansão agrícola e infraestrutura constitui a principal ameaça para 82,1% das espécies ameaçadas da fauna e 72,9% das de flora, seguida da extração seletiva (corte, caça e pesca) e introdução de espécies exóticas invasoras (BRASIL, 2016; CASTRO; FILEMAN; HALL-SPENCER, 2017; ICMBIO, 2018; MARTINELLI; MORAES, 2013; MARTINS; MARTINELLI; LOYOLA, 2018; MORAES *et al.*, 2014; MUSTIN *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2018).

Apesar dos significativos avanços alcançados nos últimos 20 anos no combate ao desmatamento e expansão da rede de áreas protegidas no Brasil (FONSECA; VENTICINQUE, 2018), 3.286 espécies são reconhecidas como ameaçadas de extinção. Destas, 25% são consideradas espécies-lacuna, por não disporem de nenhum instrumento legal de proteção, estando mais suscetíveis a pressões e à extinção (BRASIL, 2016; MARTINS; MARTINELLI; LOYOLA, 2018; MORAES *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2018). Esta situação é particularmente crítica no Cerrado, o segundo maior bioma brasileiro e que foi reduzido a pouco mais da metade da sua área original nos últimos 50 anos (ALENCAR *et al.*, 2020; BRASIL, 2015; KLINK; MACHADO, 2005). Apesar de sua importância como *hotspot* de biodiversidade e provedor de serviços ecossistêmicos (ALENCAR *et al.*, 2020; COLLI *et al.*, 2020; MITTERMEIER *et al.*, 2004; MYERS *et al.*, 2000; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018), menos de 9% de sua área original sob proteção (FRANÇOSO *et al.*, 2015; BRASIL, 2021) e as taxas de desmatamento observadas tem sido equivalentes ou superiores às da Amazônia Legal, que possui o dobro de extensão (ALENCAR *et al.*, 2020; BRASIL, 2018). Estima-se que aproximadamente 39 Mha de vegetação nativa poderão ser legalmente suprimidos no futuro no Cerrado (VIEIRA *et al.*, 2018), em especial na região conhecida como MATOPIBA, composta pelos estados de Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, e considerada a nova fronteira agrícola do Brasil (ALENCAR *et al.*, 2020; BRASIL, 2018; CALMON, 2020; GARCIA; VIEIRA-FILHO, 2018; SANO *et al.*, 2021). Se

concretizadas essas previsões, são esperados significativos impactos nos serviços ecossistêmicos e possibilidade de extinção de aproximadamente 480 espécies vegetais (STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018).

Uma das apostas do governo brasileiro e sociedade para ampliar a proteção às espécies ameaçadas para além das Áreas Protegidas são os mecanismos da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.256/2012, conhecida como Novo Código Florestal), em especial o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e as Cotas de Reserva Ambiental (CRA) (BRASIL, 2012, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). O CAR é um registro eletrônico obrigatório que reúne dados quantitativos e espaciais referentes aos limites, área de uso, Áreas de Preservação Permanente (APP) e remanescentes de vegetação nas propriedades rurais de todo o País. As CRA são títulos nominativos compreendendo um hectare de vegetação que podem ser comercializados por proprietários com excedentes de vegetação em suas propriedades e adquiridos por proprietários com déficit de Reserva Legal (RL), a porção da propriedade que deve ser mantida preservada. Para o bioma Cerrado este percentual é de 20% e sobe para 35% em imóveis situados na Amazônia Legal (BRASIL, 2012; METZGER *et al.*, 2019; SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

Considerando que 53% da vegetação nativa do Brasil encontra-se em áreas privadas e o país apresenta um potencial mercado de 4,2 Mha de CRA com valor estimado em 9.2±2.4 milhões de dólares, a implementação dos dispositivos do Código Florestal de maneira orientada e planejada pode ter importante contribuição para a conservação da biodiversidade e manutenção da conectividade da paisagem, ao mesmo tempo que possibilita a adequação das propriedades rurais e geração de renda (BROCK *et al.*, 2021; SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). Contudo, a efetividade na implementação do Código Florestal requer compreender de forma integrada a paisagem para o reconhecimento de zonas prioritárias de preservação que considerem fatores como ocorrência de espécies ameaçadas, provisão de serviços ecossistêmicos, conectividade da paisagem, ameaças e custos de oportunidade (MAY *et al.*, 2015; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; STRASSBURG *et al.*, 2017; VIEIRA *et al.*, 2018).

O uso de informações espaciais e ferramentas de geoprocessamento é fundamental para orientar as políticas e estratégias de conservação (BRASIL, 2007, 2016; FONSECA;

VENTICINQUE, 2018; LOYOLA *et al.*, 2014; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010; SCARAMUZZA *et al.*, 2005), e processos decisórios que incorporem todos esses elementos se apresentam como uma poderosa ferramenta para subsidiar a priorização de áreas para conservação em nível local (BRIERS, 2002; FREMIER *et al.*, 2015; HILTY *et al.*, 2020; RIBEIRO *et al.*, 2013; SOARES-FILHO *et al.*, 2006; TAMBOSI *et al.*, 2013; TEIXEIRA *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2018). Nesse sentido o presente trabalho tem como objetivo avaliar as mudanças na paisagem em uma região de Cerrado de alta importância biológica e desenvolver uma metodologia para identificar áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, para auxiliar as ações de compensação ambiental. A análise considera as mudanças ocorridas na cobertura e estrutura da paisagem nos últimos 30 anos e as previstas para os próximos 20 anos, bem como a ocorrência de espécies ameaçadas, a manutenção da conectividade e tendências de desmatamento.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo está situada na região Norte do Brasil, na porção Sudeste do Estado do Tocantins e é considerada prioritária para conservação de espécies ameaçadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Brasil, no âmbito das “Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade” e do Projeto “Estratégia Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (Pró-Espécies)” (BRASIL, 2016a,b). Segundo o MMA, a região abriga 29 espécies ameaçadas de extinção, sendo duas espécies da flora consideradas lacuna e criticamente ameaçadas (*Angelonia alternifolia* e *Bromelia braunii*) (BRASIL, 2016a). O Tocantins é o estado mais recente do Brasil, criado em 1988 a partir do desmembramento da porção norte do Estado de Goiás. Essa emancipação, resultado de um processo histórico em busca de autonomia política e econômica, trouxe benefícios sociais e econômicos a municípios antes isolados e pouco desenvolvidos (BORGES; SANTOS; VIEIRA, 2013; CRUVINEL TEIXEIRA, 2009; RODRIGUES; DE OLIVEIRA, 2013). A divisão político administrativa da região de estudo corresponde aos limites dos municípios de Natividade, Chapada da Natividade e São Valério da Natividade, abrangendo aproximadamente 740.683 ha (Figura 1) integralmente no bioma Cerrado, com clima Aw (Tropical

chuvoso) segundo a classificação de Köppen, com estações bem definidas de inverno seco e verão com alta precipitação (KOTTEK *et al.*, 2006; RIBEIRO; WALTER, 1998). Com base nos dados do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (BRASIL, 2015), 78% da área é coberta por vegetação natural, 18% por pastagem e 3% por agricultura anual. Os três municípios apresentam potencial de uso intensivo do solo para pecuária e cultivos agrícolas, estando inseridos na região do MATOPIBA (SEPLAN, 2017a; GARCIA; VIEIRA FILHO 2018). A população estimada é de 16.485 habitantes com densidade demográfica média de 2,17 hab/km² e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) médio de 0,645 (IBGE, 2021).

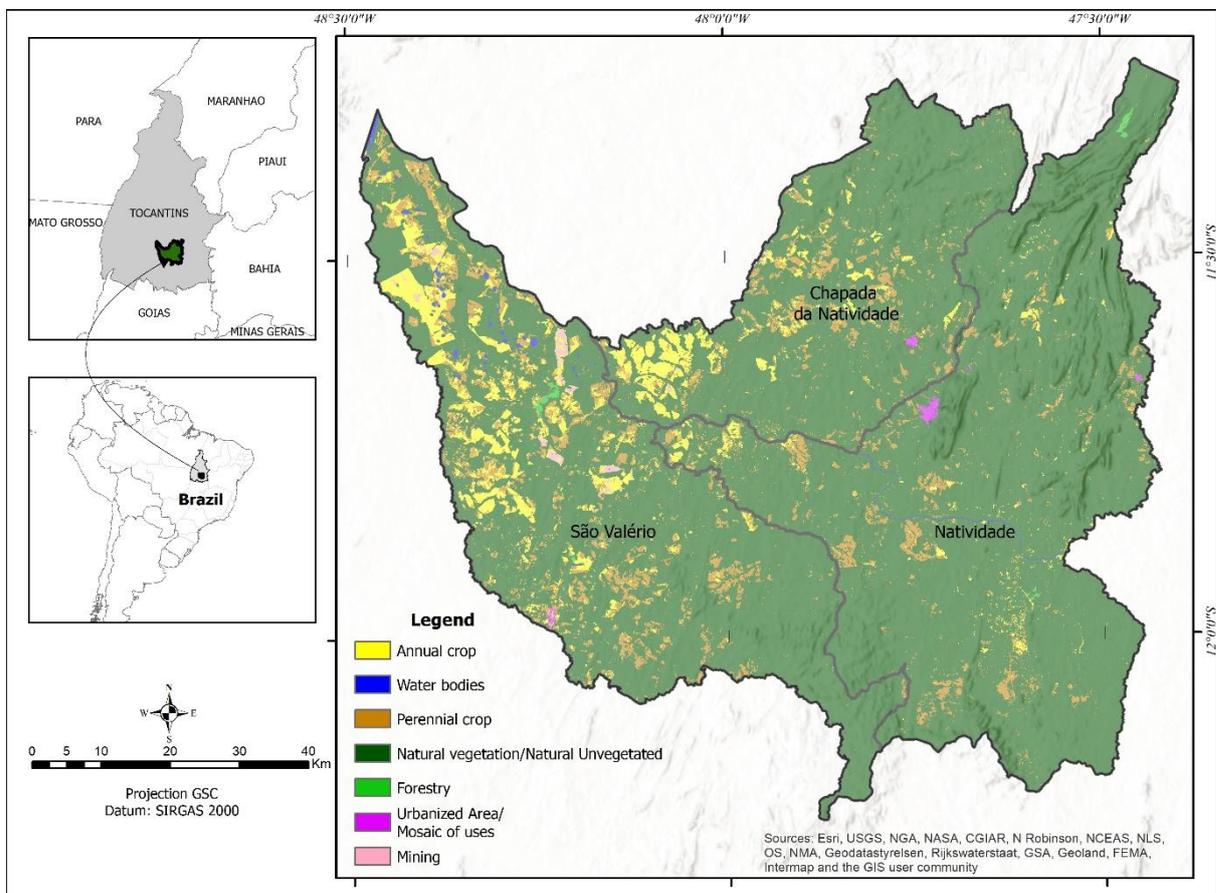


Figura 1. Localização e divisão político-administrativa da área de estudo. Classes de uso e cobertura do solo de acordo com o mapeamento do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (BRASIL, 2015).

2.2. Análise da paisagem (1988-2018)

A primeira etapa da pesquisa analisou o comportamento das classes de uso e cobertura do solo utilizando métricas e índices estruturais calculados a partir dos mapas do projeto

MapBiomass, coleção 4.1 (SOUZA *et al.*, 2020), para os anos 1988, 1998, 2008 e 2018. A análise foi realizada no software FRAGTSTATS, versão 4.2 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012), com as métricas de classe Área total (CA), Porcentagem da paisagem (PLAND), Número de fragmentos (NP), Densidade de fragmentos (PD), Área média dos fragmentos (AREA_MN), Distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) e Índice de agregação (AI).

2.3. Modelo de desmatamento (2018-2038)

Com base nos parâmetros históricos obtidos, foi construído um modelo para projeção de desmatamento até 2038 no software DINAMICA EGO versão 5.0.0 (SOARES-FILHO; CERQUEIRA; PENNACHIN, 2002; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009). O DINAMICA EGO opera com dados matriciais em modelos fundamentados em autômatos celulares. Assim, a condição futura de uma célula depende da sua condição atual e das células vizinhas e das regras e probabilidades de transição determinadas pelo método estatístico Bayesiano de Pesos de Evidências (*Weight of Evidences – WofE*) (OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; PIONTEKOWSKI *et al.*, 2019; RAMOS; GRAÇA; FEARNSSIDE, 2018; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017).

O modelo considerou um cenário *Business as usual* (BAU) (DIB *et al.*, 2020; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017), supondo a continuidade das taxas de transição dos últimos cinco anos a partir dos mapas de 2013 e 2018 do MapBiomass (coleção 4.1) para as classes natural e antrópico. Por apresentarem dinâmicas distintas, os dados municipais foram processados separadamente e depois combinados (algoritmo *Regionalize map*). A construção e calibração do modelo considerou variáveis categóricas e contínuas (Tabela 1) e a variável dinâmica distância a áreas previamente desmatadas (CAMACHO-SANABRIA; JUAN-PÉREZ; PINEDA-JAIMES, 2015; DIB *et al.*, 2020; MOLIN *et al.*, 2017; OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; PIONTEKOWSKI *et al.*, 2019; RAMOS; GRAÇA; FEARNSSIDE, 2018; SOARES-FILHO *et al.*, 2016; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2009; THOMPSON *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2016).

O modelo foi validado por meio do cálculo da similaridade mínima entre os mapas real e simulado de 2018 com função de decaimento constante em múltiplas janelas (tamanhos

de 1x1 a 13x13), buscando-se similaridade acima de 50% em alguma das janelas e padrões de distribuição espacial similares (PIONTEKOWSKI *et al.*, 2019; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009) e então executado a partir do mapa real de 2018 com 20 iterações.

Tabela 1. Variáveis categóricas e contínuas utilizadas para construção e calibração do modelo.

TIPO DE VARIÁVEL	VARIÁVEL	TIPO DE DADO	ESCALA/ RESOLUÇÃO	FONTE	ANO
Categórica	Tipo de solo	Vetor	1:1.000.000	IBGE	2007
	Fitofisionomia	Raster	30 m	MapBiomias	2018
	Reserva Legal	Raster	5 a 30 m	MMA; UFLA	2020
Contínua	Distância de rodovias principais	Vetor	1:1.000.000	SEPLAN	2018
	Distância de rodovias secundárias	Vetor	1:25.000	Vetorização com base em imagens do Google Earth	2020
	Distância de cursos d'água	Vetor	1:100.000	ANA	2017
	Distância de rios principais	Vetor	1:1.000.000	IBGE	2016
	Distância de massas d'água	Raster	30 m	MapBiomias	2018
	Declividade	Raster	30 m	SRTM (NASA)	2000
	Elevação	Raster	30 m	(SRTM)	2000

Os mapas de vegetação natural simulados de 2028 e 2038 foram avaliados com as mesmas métricas de paisagem já aplicadas para os mapas de 1988-2018 e para todos os mapas reais e simulados foram calculadas a Porcentagem da Paisagem (PLAND) e o Índice de Divisão (DIVISION) em nível municipal. Em nível regional foram calculados, adicionalmente, o Índice da Maior Mancha (LPI), Índice de Divisão (DIVISION) e o valor geral dos índices de conectividade funcional IIC (*Integral Index of Connectivity*) e EC (*Equivalent Connectivity*) de 1988 a 2038 e os deltas do IIC para os fragmentos do mapa de 2018, por meio da versão executável do software CONEFOR 2.6 (PASCUAL-

HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; RUBIO, 2010; SAURA; TORNÉ, 2009). Para o cálculo do IIC e EC foram considerados apenas os fragmentos maiores que 1 hectare, utilizando como atributo a área dos fragmentos e a distância máxima de dispersão de 1.300 m, calculada e sugerida por Grande, Aguiar e Machado (2020) a partir de informações da literatura sobre os hábitos de dispersão e área de vida de mamíferos não voadores significativamente afetados pela fragmentação no Cerrado.

2.4. Identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade

Os valores dos deltas do IIC para os fragmentos de 2018 e os mapas resultantes da modelagem de desmatamento foram utilizados numa segunda etapa, junto com outras variáveis, para a priorização de áreas para conservação e emissão de CRA. A priorização foi realizada por meio de análise multicritério por meio de Combinação Linear Ponderada, de forma a classificar os excedentes de vegetação (remanescentes situados fora de áreas RL e APP) em uma escala qualitativa de importância de Muito Baixa (1) a Muito Alta (5), de acordo com seu potencial de contribuição para conservação. As variáveis consideradas foram (i) Distância de APPs; (ii) Distância de RL; (iii) Distância de pontos de ocorrência das espécies-lacuna; (iv) Importância do fragmento para a conectividade da paisagem; (v) Possibilidade de desmatamento até 2038 (Tabela 2). Essas variáveis foram selecionadas com base em informações da literatura (CASTRO *et al.*, 2020; FREMIER *et al.*, 2015; MAY *et al.*, 2015; METZGER *et al.*, 2019; SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016; TUBELIS; COWLING; DONNELLY, 2004) e na opinião de oito especialistas, por meio de entrevistas e formulários seguindo a técnica Delphi, considerada uma maneira eficiente, prática e sistemática para resolução de assuntos complexos com múltiplos interessados e *trade-offs*, como o manejo e conservação da biodiversidade (ESMAIL; GENELETTI, 2018; FILYUSHKINA, 2018; MUKHERJEE *et al.*, 2015).

Os dados de APPs, RL e pontos de ocorrência de espécies-lacuna foram fornecidos pelo MMA. Os limites das RL são provenientes de dados inseridos no CAR até outubro de 2019 e validados pelo MMA, enquanto os limites de APPs consistem em uma camada de referência gerada conforme a legislação florestal brasileira (BRASIL, 2012). A importância dos fragmentos foi identificada por meio dos deltas do IIC calculados na etapa de análise da paisagem para os fragmentos maiores que 1 hectare do mapa de 2018,

cujos valores foram agrupados em cinco classes por meio da otimização de Jenks (CASTRO *et al.*, 2020; JENKS; CASPALL, 1971).

A camada de possibilidade de desmatamento corresponde a um mapa de possibilidade temporal de desmatamento, gerado a partir da modelagem no DINAMICA EGO no cenário *Business as Usual* e que indica as áreas desmatadas a cada cinco anos (2023, 2028, 2033 e 2038) e as áreas que permanecerão inalteradas até 2038 (Figura 5). Partiu-se da premissa que áreas mais propensas ao desmatamento em curto prazo sejam mais difíceis de preservar, ao passo que áreas não desmatadas em longo prazo possivelmente apresentam adicionalidade nula em termos de conservação e não justifiquem investimento de recursos (MAY *et al.*, 2015; SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016). As variáveis foram cruzadas por meio da álgebra de mapas considerando os seus respectivos pesos, gerando um mapa com os excedentes de vegetação, classificados de acordo com sua importância para a conservação e emissão de Cotas de Reserva Ambiental.

Tabela 2. Variáveis, classes de intervalo e respectivos pesos utilizados na análise multicritério.

VARIÁVEL	PESO DA CAMADA	CLASSES DE INTERVALO E PESOS ATRIBUÍDOS				
Distância em relação a APPs	20%	0-100 m	100-300 m	300-500 m	500-1000 m	>1000 m
		5	4	3	2	1
Distância em relação a Reservas Legais (RL)	20%	0-100 m	100-300 m	300-1000 m	1000-2000 m	>2000 m
		5	5	4	2	1
Distância em relação a pontos de registro de espécies ameaçadas lacuna	20%	0-10 km	10-30 km	30-50 km	50-70 km	>70 km
		5	4	3	2	1
Importância do fragmento (valor do IIC)	22%	0-0,002186	0,002186-0,008941	0,008941-0,026372	0,026372-0,075351	0,075351-99,99954
		1	2	3	4	5
Possibilidade de desmatamento até 2038	18%	em 5 anos	em 10 anos	em 15 anos	em 20 anos	Não desmatado em 20 anos
		3	5	5	3	2

3. Resultados

3.1. Dinâmica e estrutura da paisagem no período 1988-2038

Os valores das métricas e índices estruturais ao longo de 30 anos analisados (Tabela 3), indicam que a cobertura vegetal manteve-se predominante na paisagem, porém com perda de mais de 20% da vegetação nativa entre 1988 e 2018, acompanhada pelo aumento no número de fragmentos (587,24%), diminuição no tamanho médio das manchas (-88,97%) e aumento da densidade de manchas (600%), embora este valor continue baixo em 2018 (0,63 manchas/ha).

Tabela 3. Valores das métricas e índices estruturais da paisagem entre 1988 e 2018 calculados a partir dos mapas do MapBiomas, coleção 4.1. Área total (CA), Porcentagem da paisagem (PLAND), Número de fragmentos (NP), Densidade de fragmentos (PD), Área média dos fragmentos (AREA_MN), Distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) e Índice de agregação (AI).

CLASSE	ANO	CA	PLAND	NP	PD	AREA_MN	ENN_MN	AI
Natural	1988	689769,22	92,97	682	0,09	1011,3918	102,18	98,92
	1998	651106,79	87,76	1398	0,19	465,7416	100,07	98,17
	2008	613812,43	82,73	1990	0,27	308,4485	107,66	97,8
	2018	522908,62	70,48	4687	0,63	111,5657	106,91	96,27
Pastagem	1988	48664,46	6,56	8066	1,09	6,0333	218,27	86,53
	1998	87537,46	11,8	13510	1,82	6,4795	171,29	87,34
	2008	123071,62	16,59	12912	1,74	9,5316	160,41	89,62
	2018	195959,89	26,41	16188	2,18	12,1053	137,11	89,95
Agricultura	1988	104,53	0,01	44	0,01	2,3756	4368,37	81,24
	1998	327,73	0,04	182	0,02	1,8007	1533,64	70,84
	2008	1566,64	0,21	197	0,05	7,9525	814,35	87,8
	2018	16701,21	2,25	845	0,19	19,7648	329,42	91,57
Urbano	1988	931,78	0,13	547	0,07	1,7034	893,14	69,29
	1998	729,71	0,1	356	0,05	2,0498	1172,57	73,61
	2008	1124,53	0,15	402	0,05	2,7973	920,48	76,15
	2018	3728,38	0,5	1235	0,17	3,0189	573,45	76,66

A cobertura vegetal entre 1988 e 2018 foi substituída principalmente por áreas de pastagem, que expandiram 79,88% entre 1988 e 1998, 40,59% entre 1998 e 2008 e 59,2% entre 2008-2018, acumulando 302,68% nos 30 anos e correspondendo a 26,41% da paisagem em 2018. As áreas agrícolas, apresentaram aumento de 15.877,43% nos 30 anos, com aumento expressivo no período 2008-2018 (966,05%) mas ainda ocupando 2,25% da paisagem. As áreas urbanas acumularam um aumento de 300,14% em 30 anos, ocupando 0,5% da paisagem. Ao longo de 30 anos todas as classes antrópicas apresentaram aumento no número de fragmentos (pastagem: 100,7%; agricultura: 1.820,45%; urbano: 125,78%) e tamanho médio das manchas (pastagem: 100,64%; agricultura: 732%; urbano: 77,23%) e índice de agregação (pastagem: 3,95%; agricultura: 12,72%; urbano: 10,64%). A Figura 2 apresenta a evolução real (1988-2018) e projetada (2028- 2038) da ocupação e desmatamento na área de estudo.

O número de fragmentos tem aumentado continuamente desde 1988, com aumento de mais de 100% nos períodos 1988-1998 (682 para 1.398) e 2008-2018 (1.990 para 4.687). O aumento esperado para 2028 é de mais de 500% e de pouco mais de 17% para 2038, acompanhado de aumento na densidade de manchas (PD) de 514,22% entre 2018 e 2028 (0,63 para 3,88) e 18,04% entre 2028-2038 (3,88 para 4,58). Os valores do Índice de Divisão também apresentaram aumento contínuo desde 1988, com aumentos expressivos entre 1988 e 1998 (0,14 para 0,24; aumento de 71,43%) e 2008 e 2018 (0,32 para 0,52; aumento de 62,5%) e tendência de aumento até 2038, atingindo 0,75. A média da distância ao vizinho mais próximo (ENN_MN) variou pouco entre os anos, mantendo-se próxima de 100 m. A evolução dos valores das métricas e índices no período real e simulado é apresentada na Figura 3.

Foi observada, no período real e simulado, tendência de queda para o Índice de Agregação (AI), IIC e EC, incluindo queda mais expressiva entre 2008 e 2018 (IIC: -28,81%; EC: -15,63%). Apesar da diminuição da cobertura vegetal desde 1988, quando esta classe cobria 92,97%, esta característica se manteria no cenário futuro, ainda que com queda, com valores de 60,62% em 2028 e 54,97% em 2038 para PLAND. A mesma tendência é observada no índice LPI, com valores de 92,85% em 1988, 69,26% em 2018, 54,85% em 2028 e 49,51% em 2038. Em nível municipal, São Valério apresentou os menores valores de PLAND e maior valor de DIVISION tanto na série histórica como nos cenários futuros, atingindo 45% de cobertura vegetal remanescente e índice de divisão de 0,85 em 2038

(Figura 4). Natividade, embora apresentando os maiores valores de PLAND e o menor valor para DIVISION na série histórica (1988: 96,65% e 0,07; 2018: 75,08% e 0,46), apresentou menor cobertura vegetal e maior divisão no cenário simulado (2028: 64,17% e 0,66; 2038: 58,1% e 0,75) em comparação com Chapada da Natividade, que apresentou os valores mais altos para PLAND e os menores valores para DIVISION no cenário simulado para 2028 (67,12% ; 0,59) e 2038 (63,49% ; 0,68).

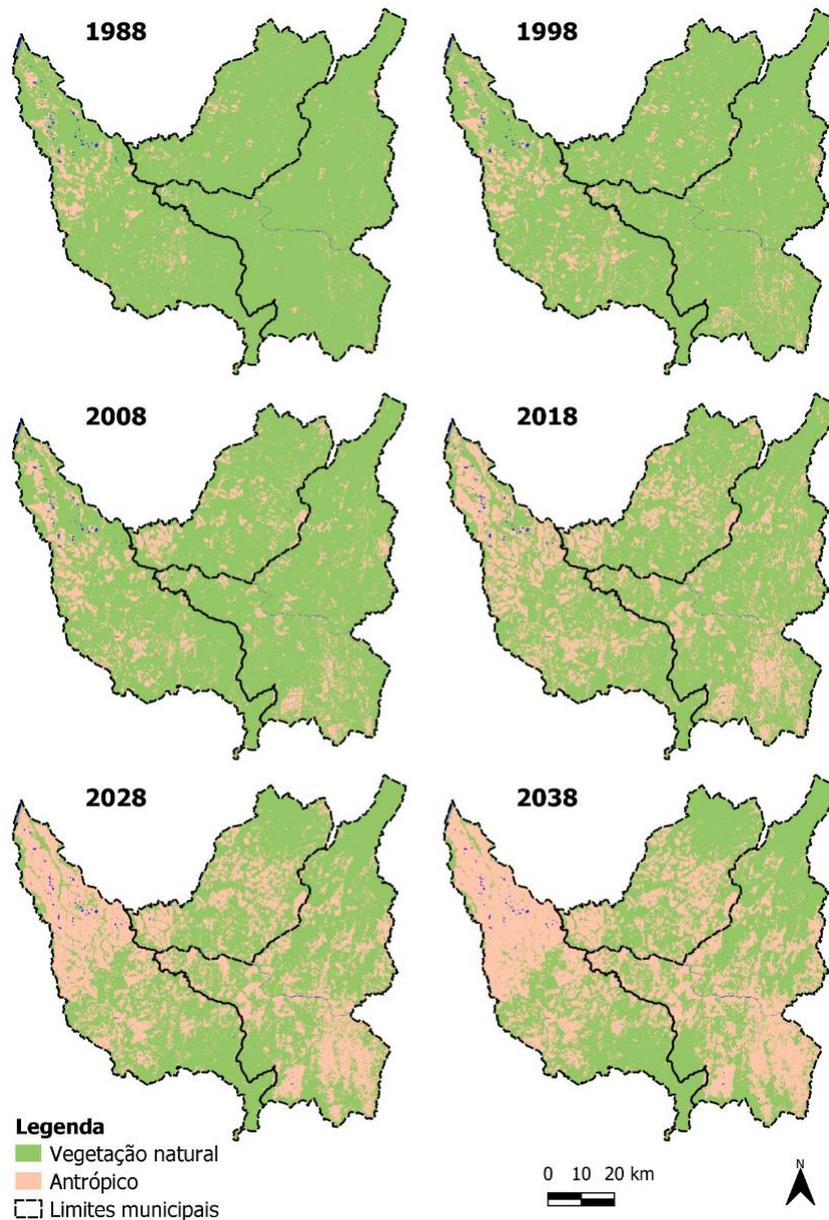


Figura 2. Evolução da ocupação e desmatamento na área de estudo. Mapas de 1988 a 2018 extraídos do MapBiomas coleção 4.1 e de 2028 e 2038 gerados a partir da modelagem.

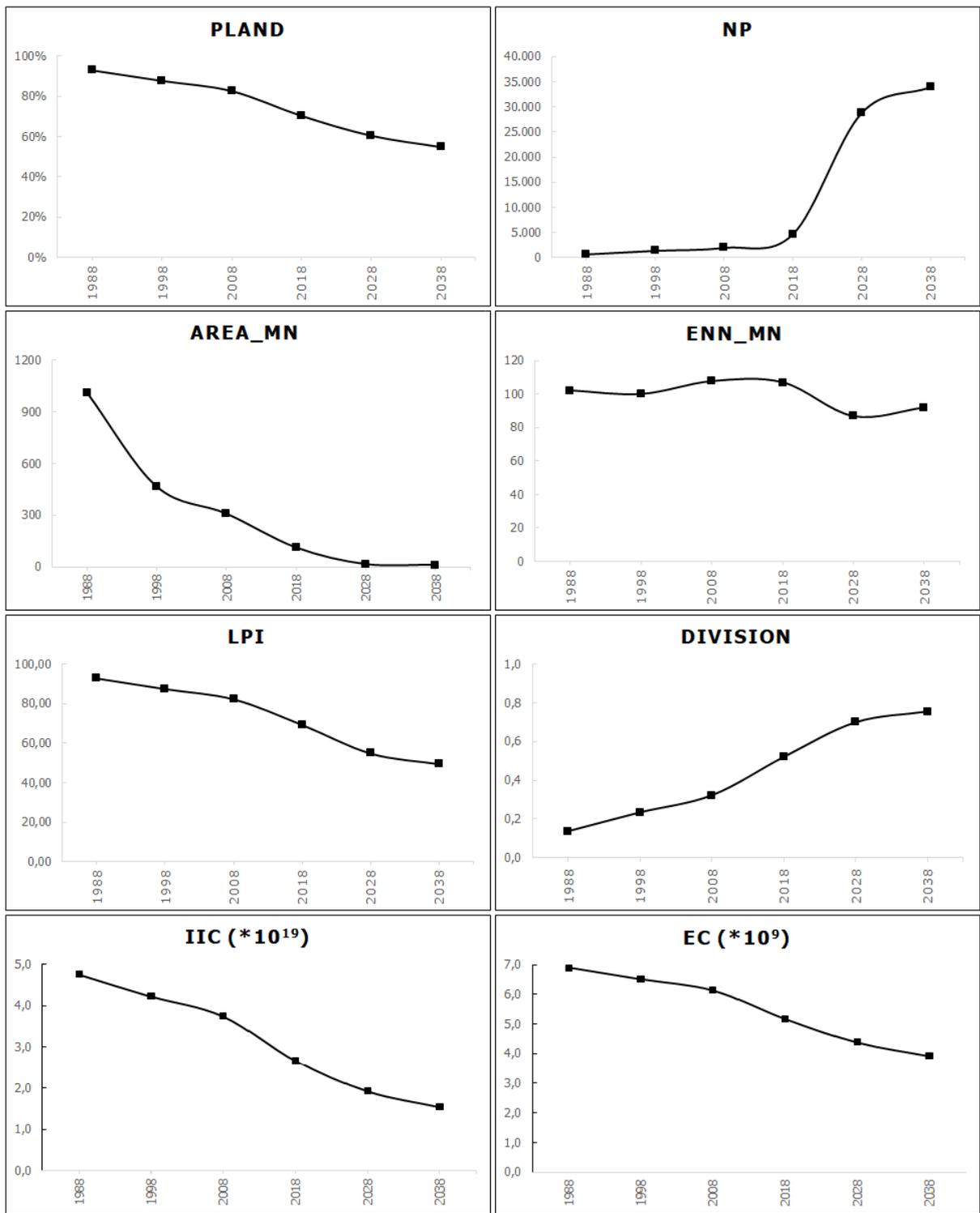


Figura 3. Gráficos gerados a partir dos resultados das métricas e índices de paisagem calculados para a classe natural a partir dos mapas do MapBiomias 4.1 (1988-2018) e modelagem no DINAMICA EGO (2028-2038). CA, PD e AI omitidos.

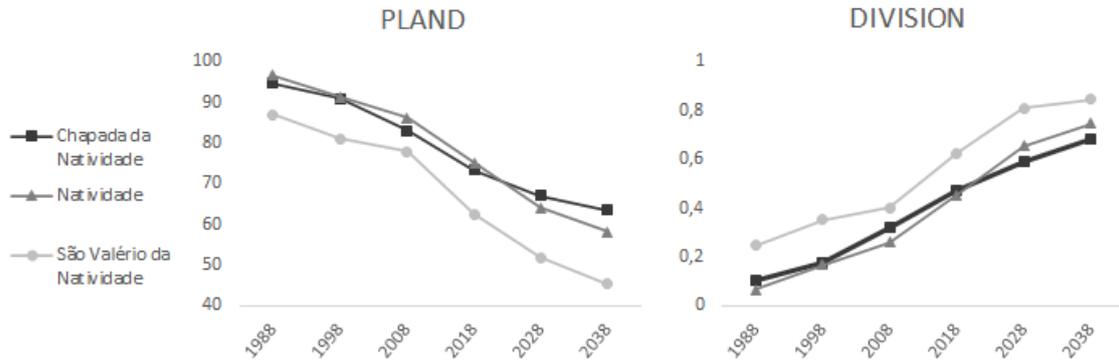


Figura 4. Gráficos gerados a partir dos resultados das métricas Porcentagem da paisagem (PLAND) e Índices de divisão (DIVISION) calculados para a classe natural em cada município da área de estudo no período 1988-2038.

3.2. Priorização de áreas para emissão de Cotas de Reserva Ambiental (CRA)

Há um potencial excedente de 399.032 ha de vegetação natural na região, dos quais 55,07% (219.742 ha) foram classificados como de alta importância e 38,94% (155.370 ha) como de importância média, presentes nos três municípios, mas com maior percentual em Natividade (Alta: 21,97%; Média: 19,64%) e Chapada da Natividade (Alta: 13,34% ; Média: 6,63%).

Apenas 2,53% foram classificados como muito importantes e estão concentrados principalmente em Natividade (1,41%) e Chapada da Natividade (0,98%). As áreas de baixa ou muito baixa importância representam 3,46% (13.830 ha) dos excedentes de vegetação. Na Figura 5 podem ser observadas a localização das áreas de acordo com sua classe de importância e a concentração dos remanescentes por classe e município, bem como a probabilidade de desmatamento nos próximos 20 anos.

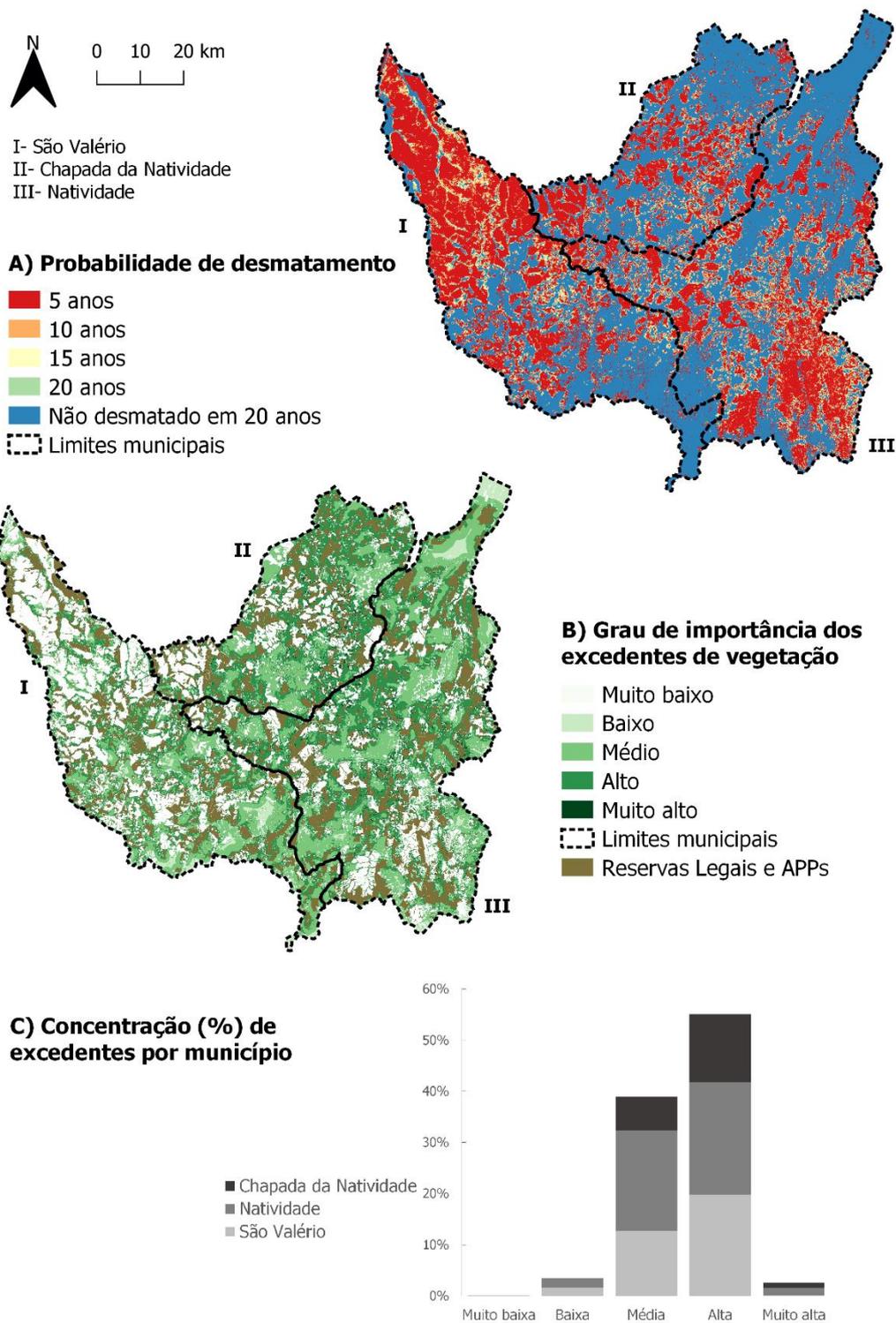


Figura 5. A) Probabilidade de desmatamento nos próximos 20 anos, com base na modelagem realizada no Dinamica EGO, em cenário Business as Usual. B) Resultado da análise multicritério dos remanescentes fora de RL ou APP. Regiões em branco correspondem a áreas antropizadas e água. C) Distribuição dos remanescentes de vegetação fora de APP e RL por classe de importância e município.

4. Discussão

A taxa anual de desmatamento observada na região para o período 1988-2018 foi de 0,8%, pouco maior que a média anual de 0,5% observada para o Cerrado entre 1985 e 2017 calculada por Alencar *et al.* (2020). No entanto, se considerado apenas o período 2008-2018, a taxa anual é de 1,48%, quase três vezes maior que a média observada por Alencar *et al.* (2020). O aumento expressivo na taxa de desmatamento a partir de 2008 está, provavelmente, ligado a dois fatores principais: a produção de carvão vegetal e a expansão agropecuária no MATOPIBA (ALENCAR *et al.*, 2020; CACHOEIRA *et al.*, 2019; GARCIA; VIEIRA-FILHO, 2018; MUSTIN *et al.*, 2017).

Os três municípios estão entre os oito da microrregião de Dianópolis que juntos concentraram 31,51% da produção total do carvão nativo no Tocantins entre os anos de 2009 e 2016, tendo como principal consumidor o Estado de Minas Gerais seguido do Maranhão (CACHOEIRA *et al.*, 2019). Esse mercado interestadual, no entanto, apresentou queda a partir de 2015 devido ao aumento das áreas plantadas para fins energéticos no país, principalmente em Minas Gerais, bem como ao maior rigor das normas ambientais para que os consumidores sejam autossustentáveis (CACHOEIRA *et al.*, 2019). O desmatamento ligado à produção de carvão na região pode ser descrito como extrativista, característico de regiões não tão adequadas para a agrossilvicultura (CACHOEIRA *et al.*, 2019) e, aliado às restrições legais recentes, pode estar ligado à alta taxa de transição de uso antrópico para vegetação natural (regeneração) observada. No que tange ao MATOPIBA, a região foi delimitada oficialmente em 2015 pelo governo brasileiro (CALMON, 2020) e apesar de composta por terras caracterizadas como improdutivas ou de baixa aptidão agrícola, a produção em escala industrial principalmente de soja, arroz e algodão tem se intensificado na região em função da tecnologia (ALENCAR *et al.*, 2020; EMBRAPA, 2021b; GARCIA; VIEIRA-FILHO, 2018) e pode explicar o aumento da área coberta por culturas agrícolas observado entre 2008 e 2018, que foram acompanhados por aumento no número e tamanho médio de manchas agrícolas.

Embora o desmatamento no Cerrado nos últimos 33 anos tenha ocorrido principalmente em áreas florestais e savânicas (ALENCAR *et al.*, 2020) a análise de Pesos de Evidências, etapa intermediária da modelagem de cenários futuros, identificou correlação significativa do desmatamento com áreas savânicas e campestres, possivelmente devido

a maior concentração dessas fitofisionomias no Estado de Tocantins (ALENCAR *et al.*, 2020) e, também, ao fato de formações florestais estarem frequentemente em áreas de APP (matas ciliares ou galeria). O padrão de desmatamento é semelhante ao observado em outros estudos realizados no Tocantins (SANTOS *et al.*, 2017; SEPLAN, 2012). Por não ser o foco da pesquisa, não foram avaliadas todas as transições possíveis entre as classes de uso e cobertura do solo, não sendo possível identificar se a expansão da agricultura na região vem ocorrendo em substituição a áreas já degradadas (ex: pastagens) ou por abertura de novas áreas. Estudos subsequentes utilizando os algoritmos do Dinamica EGO podem identificar qual padrão vem ocorrendo nessa e nas demais regiões do MATOPIBA.

A análise do peso de evidências também indicou a correlação do desmatamento à proximidade de áreas previamente desmatadas, de vias de acesso e ao longo de rios, bem como a áreas pouco declivosas e de solos argissolos e latossolos, com maior aptidão agrícola, mas também nos planossolos em Natividade. O uso de planossolos - solos mal drenados e hidromórficos - pode estar relacionado a pastagens plantadas ou à produção de arroz no município (EMBRAPA, 2021a; MANZATTO; FREITAS JUNIOR; PERES, 2002; SANTOS, 2003). Coeficientes negativos e significativos para desmatamento foram observados nas Reservas Legais (RL) em todos os municípios, indicando o potencial desse instrumento para proteção da vegetação e da biodiversidade e repelir o desmatamento. Contudo, esse dado deve ser observado com cautela e não deve ser extrapolado, visto que houve algum grau de desmatamento nessas áreas e o grau de cumprimento do Código Florestal varia grandemente no país dependendo das orientações políticas regionais (AZEVEDO *et al.*, 2017; METZGER *et al.*, 2019; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; VIEIRA *et al.*, 2018).

Os resultados obtidos por meio das métricas e índices de paisagem indicam o predomínio de vegetação natural até 2038, mas também a ocorrência de um processo lento e gradual de perda e fragmentação da vegetação remanescente. A queda contínua nos valores do IIC e EC entre 1988 e 2038 sugerem a perda da conectividade funcional, que passa a ser mais expressiva a partir de 2008, entretanto os valores ainda podem ser considerados altos. A diferença relativa do EC ($dEC = \frac{EC_{t1} - EC_{t0}}{EC_{t0}}$) maior que o valor da diferença da área de vegetação remanescente ($dA = \frac{A_{t1} - A_{t0}}{A_{t0}}$) em todos os períodos sugere que esse processo se deve à perda de fragmentos conectores (GRANDE; AGUIAR;

MACHADO, 2020), embora os valores de dA e dEC bastante próximos podem indicar uma alta contribuição de desmatamento de vegetação adjacente de um único fragmento, considerando os valores do índice LPI e dos deltas do IIC. Outro fator pode ser a baixa densidade de manchas e a proximidade entre os fragmentos, o que pode estar ligado ao fato de a principal atividade antrópica na região ser a pecuária, que geralmente resulta em paisagens com um número menor de fragmentos mais coesos (CARVALHO *et al.*, 2009; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020).

Mantidas as tendências de conversão da paisagem e taxas de transição na área de estudo, até 2038 não seria atingido o ponto de ruptura da conectividade funcional da paisagem identificado por Grande, Aguiar e Machado (2020), estabelecido em 40% da vegetação original. A partir desse limiar a configuração de vegetação remanescente passa a ser mais importante que sua quantidade total, de forma que a conectividade funcional, além de bastante baixa, diminuiria gradualmente com perdas adicionais de vegetação (GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; VILLARD; METZGER, 2014). Contudo, é impossível prever com exatidão as mudanças na paisagem devido à influência de fatores econômicos, sociais e mudanças de direção na política ambiental nacional - como vem acontecendo no Brasil nos últimos anos (CALMON, 2020; CARVALHO *et al.*, 2019; METZGER *et al.*, 2019) - podendo haver mudanças críticas para a paisagem e para a biodiversidade, com taxas de desmatamento mais altas e fragmentos cada vez menores e mais isolados.

Nesse sentido, há uma janela de oportunidade para planejar o uso da paisagem de forma a garantir a proteção da cobertura vegetal e da conectividade funcional na região, por meio do estímulo a atividades produtivas sustentáveis em sistemas agrossilvipastoris e turismo (SEPLAN, 2017b). Considerando a alta cobertura de vegetação e baixa probabilidade de desmatamento no centro-sul e nordeste da área de estudo (FIGURA 5), essas regiões poderiam abrigar novas Unidades de Conservação a serem criadas pelo poder público (BRASIL, 2016b). Estas áreas poderiam integrar uma rede de conectores e áreas fonte aliando áreas com baixa probabilidade de desmatamento (inaptas para agricultura ou pecuária e passivamente protegidas, não necessitando proteção legal) e áreas protegidas por lei (RL e APPs) com Cotas de Reserva Ambiental (CRA) ou compensação ambiental em áreas mais ameaçadas, para garantir a manutenção do mínimo de 40% da paisagem (FREMIER *et al.*, 2015; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; HILTY *et al.*, 2020; METZGER *et al.*, 2019). No que tange à criação das CRA, a região

possui um ativo que pode garantir a manutenção da cobertura vegetal e a conectividade estrutural e funcional aliada à geração de renda aos proprietários que mantiveram excedentes de vegetação. Em nível regional, São Valério aparenta ser o município com maior aptidão agropastoril. Assim, o planejamento poderia prever a manutenção da conectividade estrutural entre áreas inaptas para produção, RL total ou parcialmente preservadas e APPs e permitir a compensação em áreas identificadas com importância média a muito alta (MAY *et al.*, 2015; SILVA; MARQUES; SAMBUICHI, 2016; SOARES-FILHO *et al.*, 2016) em Natividade e Chapada da Natividade. Esta mesma compensação poderia ser adotada para propriedades atualmente com déficit de RL nos outros dois municípios.

A metodologia utilizada para identificação de regiões prioritárias para conservação se apresenta satisfatória para o planejamento territorial a nível regional e local. Considerando que a implementação do Código Florestal é de responsabilidade dos órgãos estaduais, a metodologia aqui apresentada se apresenta de fácil replicação para qualquer região ou bioma, inclusive por fazer uso de dados e softwares gratuitos e de interface amigável (MILARÉ; SILVA; PARANHOS FILHO, 2016; OAKLEAF *et al.*, 2017). Por ser realizada a nível de pixel com resolução 30m e incorporar limites municipais, dados das propriedades rurais e o IIC, um índice de conectividade robusto e adequado para o planejamento para conservação (CASTRO *et al.*, 2020; CORREA AYRAM *et al.*, 2016; GRANDE; AGUIAR; MACHADO, 2020; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; RUBIO, 2010), o resultado indica com maior exatidão os remanescentes que, se conservados, podem garantir a manutenção de habitats críticos e a conectividade da paisagem, podendo ser adotada como etapa posterior de análises de priorização realizadas em escala nacional (BRASIL, 2007, 2016; FONSECA; VENTICINQUE, 2018; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010).

O uso da quebra de Jenks para definição das classes do IIC se mostra mais adequado que quebras manuais com valores arbitrários, visto que esses valores podem variar de acordo com as características e processo de ocupação da paisagem. Os dados do CAR, apesar de ainda não cobrirem toda a malha fundiária e, por serem autodeclaratórios, exigirem validação e correções topológicas antes de sua utilização (SANTOS *et al.*, 2021), se mostram um elemento estratégico para o planejamento territorial por permitirem localizar as áreas de APP, RL e excedentes de vegetação e orientar a recuperação ou compensação

de déficits de vegetação com maiores ganhos ambientais. Ao valorizar áreas próximas a APPs e RL, como proposto na metodologia apresentada, é possível obter maior proteção dos serviços ecossistêmicos providos por essas áreas, formar conectores e garantir maior quantidade de habitat disponível protegido, o que pode beneficiar e grupos de espécies nativas, dentre as quais as aves de matas de galeria que fazem uso das savanas adjacentes (METZGER, 2010; METZGER *et al.*, 2019; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; STRASSBURG *et al.*, 2017; TUBELIS; COWLING; DONNELLY, 2004).

A inclusão de uma camada de pontos de ocorrência de espécies lacuna evita a eliminação de fragmentos pouco relevantes para a conectividade, mas importantes para espécies de menor porte ou mais ameaçadas. Contudo, sua utilização é dependente da existência e qualidade destes dados. Considerando que há uma grande lacuna de conhecimento sobre a ocorrência de espécies no Brasil (CHAPMAN, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2016, 2018; VEIGA *et al.*, 2017), em caso de ausência destes, a utilização de análise de conectividade com o IIC é uma maneira efetiva de equilibrar o processo de priorização, e evitar a formação de ilhas de habitats críticos ou áreas protegidas (BRIERS, 2002; FREMIER *et al.*, 2015; HILTY *et al.*, 2020).

A inclusão de modelagem de cenário futuro permite identificar e compreender não somente as variáveis de influência do desmatamento regional, como também as regiões mais ameaçadas, informação relevante para que os escassos recursos públicos e oriundos do mercado de CRA não sejam investidos em áreas passivamente protegidas por sua inaptidão produtiva, sensibilidade ambiental ou distância dos mercados consumidores, resultando em “nula adicionalidade ambiental” (MAY *et al.*, 2015; SOARES-FILHO *et al.*, 2014, 2016). Embora seja comum o uso de uma camada de áreas protegidas em modelagens de desmatamento utilizando o Dinamica EGO (OSIS; LAURENT; POCCARD-CHAPUIS, 2019; PIONTEKOWSKI *et al.*, 2019; SOARES-FILHO; RODRIGUES; COSTA, 2009; WANG *et al.*, 2016), elas não foram incorporadas devido à sua ausência na área de estudo. Entretanto, devido ao seu importante papel para a manutenção da vegetação nativa e proteção de espécies ameaçadas, recomenda-se adicionar Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Áreas Militares tanto na modelagem de desmatamento como na análise multicritério para priorização de áreas para conservação (HILTY *et al.*, 2020; NOLTE *et al.*, 2013; PAIVA; BRITES; MACHADO, 2015; SILVA ARIMORO *et al.*, 2017).

A metodologia apresentada tem potencial de ser adaptada para outros biomas e regiões com menor cobertura vegetal e maior fragmentação, inclusive para identificar regiões mais apropriadas para recuperação da vegetação nativa. É possível que, utilizando a ferramenta *Link improvement* do CONEFOR - que indica entre quais fragmentos o restabelecimento da conexão contribuiria mais para a conectividade geral da paisagem - e os plugins para QGIS e ArcGIS, o usuário gere uma camada para a análise multicritério focada nas áreas de recuperação mais importantes para conectividade da paisagem.

5. Conclusão

A área de estudo, embora bastante conservada e pouco fragmentada, está em processo contínuo e gradual de desmatamento e fragmentação, tendo passado por um aumento na perda de cobertura vegetal entre 2008 e 2018, que inclui aumento da agricultura. O desmatamento está associado às áreas com maior aptidão agropastoril. Se mantidas as tendências atuais de desmatamento, a região não se aproximará do limiar de ruptura de 40% e manterá um valor alto de conectividade nos próximos 20 anos. Em nível municipal, São Valério apresenta maiores taxas de desmatamento e maior fragmentação atual e futura, aproximando-se, em 2038, do limiar de 40% para perda da conectividade funcional.

Tanto o modelo de desmatamento gerado no DINAMICA EGO como a metodologia de priorização utilizando Combinação Linear Ponderada aliada à Técnica Delphi podem ser considerados satisfatórios, integradores e de fácil replicação. Os resultados da priorização de áreas para conservação podem subsidiar a tomada de decisão e planejamento ambiental da região de forma a preservar áreas importantes para espécies ameaçadas lacuna e manter a conectividade da paisagem. A maior parte da vegetação remanescente foi classificada como de importância alta e média, estando concentrada, em ordem decrescente, em Natividade, São Valério e Chapada da Natividade.

Os resultados demonstram o potencial e a importância do investimento em geração, organização e disponibilização de dados qualidade de uso e cobertura do solo, inclusive de séries temporais, de dados de ocorrência de espécies e de dados validados do CAR para o planejamento ambiental e conservação da biodiversidade.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES); à equipe do Instituto de Geociências Aplicadas da Universidade de Brasília, em especial ao Programa de Pós-graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica; ao Ministério do Meio Ambiente pelo apoio à realização da pesquisa; à Esri e à Imagem (contrato n.o 2011 MLK 8733), pela disponibilização do pacote de ferramentas que compõem a família ArcGis 10.x e o suporte aos programas.

CAPÍTULO 05 – CONCLUSÃO

Os resultados da pesquisa demonstram ser possível detectar áreas prioritárias para conservação e compensação florestal a partir da integração de variáveis espaciais e ambientais e da combinação de diferentes análises. Neste trabalho o enfoque foi nas mudanças no uso e cobertura do solo e estrutura da paisagem, na identificação das variáveis estimuladoras e restritivas do desmatamento e projeção de cenário futuro, além da manutenção da conectividade da paisagem e das espécies ameaçadas de extinção. Entretanto outras variáveis podem ser incorporadas, a depender do objetivo final da priorização.

Considerando que a disponibilidade de séries temporais de mapas de uso e cobertura do solo é fundamental para este tipo de pesquisa, inicialmente buscou-se desenvolver uma metodologia ágil e de baixo custo para mapeamento do uso e cobertura do solo no Cerrado, a qual apresentou resultados relevantes para os estudos de classificadores de imagens e reforçam o potencial do *Random Forest* e do *Google Earth Engine*. Apesar de satisfatória, a qualidade do mapeamento foi similar à de outras metodologias e foram identificadas limitações para sua replicação em outros anos. Diante disto, optou-se por utilizar os dados provenientes da iniciativa MapBiomias para as etapas subsequentes da pesquisa, pois além de seu processo de produção também fazer uso do *Random Forest* e do *Google Earth Engine*, os produtos do MapBiomias apresentam alta acurácia e vem sendo utilizados em pesquisas recentes de análise da paisagem.

As análises aplicando métricas e índices de paisagem realizadas ao longo da pesquisa permitiram compreender as mudanças de uso e cobertura do solo e na estrutura da paisagem na área de estudo. Embora bastante conservada e conectada em termos estruturais e funcionais, a região está em processo contínuo e gradual de desmatamento e fragmentação. Na série histórica (1988-2018) foi observada redução na cobertura vegetal e tamanho médio dos fragmentos, acompanhado de aumento dos valores das métricas que indicam divisão da vegetação nativa remanescente. O período de 2008-2018 apresentou um aumento expressivo tanto nas taxas de desmatamento como das áreas de agricultura. Ainda assim, as áreas de pastagem configuram como a principal classe antrópica na região.

O estudo das mudanças pretéritas permitiu identificar os fatores que favorecem o desmatamento na área de estudo e projetar um cenário para os próximos anos. Observou-se que o desmatamento está associado principalmente às áreas com menor declividade e solos com maior aptidão agropastoril, proximidade de áreas previamente desmatadas, estradas e rios e ocorre majoritariamente fora das Reservas Legais. Com base na influência das variáveis avaliadas foi possível construir um modelo de simulação de desmatamento que pode ser considerado satisfatório e permitiu projetar o cenário da paisagem até 2038. Mantidas as taxas e padrões observados, haverá diminuição tanto na cobertura vegetal, como da conectividade. Ainda assim a região não se aproximará do limiar de ruptura de 40% e manterá um valor alto de conectividade nos próximos 20 anos. Em nível municipal, São Valério apresenta maiores taxas de desmatamento e maior fragmentação atual e futura, aproximando-se, em 2038, do limiar de 40% para perda da conectividade funcional.

Tanto o modelo de desmatamento como a metodologia para priorização de áreas para conservação e compensação florestal utilizando Combinação Linear Ponderada aliada à Técnica Delphi podem ser considerados satisfatórios, integradores e de fácil replicação. Os resultados da priorização de áreas para conservação podem subsidiar a tomada de decisão e planejamento ambiental da região de forma a preservar áreas importantes para espécies ameaçadas lacuna e manter a conectividade funcional da paisagem. A maior parte da vegetação remanescente foi classificada como de importância alta e média, estando concentrada, em ordem decrescente, em Natividade, São Valério e Chapada da Natividade.

Os resultados da pesquisa dependem diretamente da disponibilidade e da qualidade de dados referentes às variáveis avaliadas. A pesquisa reforça o potencial e a importância do investimento em geração, organização e disponibilização de dados qualidade de uso e cobertura do solo em séries temporais, de dados de ocorrência de espécies e de dados validados do CAR para o planejamento ambiental e conservação da biodiversidade. Os dados do CAR se mostram um elemento estratégico para o planejamento territorial não apenas pela informação espacial de limites, remanescentes e áreas consolidadas das propriedades, mas também por trazer a conservação de espécies e serviços ecossistêmicos para a escala das propriedades rurais e orientar a recuperação ou compensação de déficits de vegetação com maiores ganhos ambientais e financeiros.

REFERÊNCIAS

ALENCAR, Ane *et al.* Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.

AZEVEDO, Andrea A *et al.* Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7653–7658, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>. Acesso em: 14 abr. 2021.

AZEVEDO-SANTOS, Valter M *et al.* Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 1745–1752, 2017.

BARNOSKY, Anthony D *et al.* Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, p. 57–57, 2011.

BELGIU, Mariana; DRAGUT, Lucian. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 114, p. 24–31, 2016.

BORGES, Cejana Marques; SANTOS, Moacir José; VIEIRA, Edson Trajano. Tocantins: O Crescimento e o Desenvolvimento Econômico Regional com a Criação do Novo Estado. **Gestão & Regionalidade**, v. 29, n. 85, p. 105–117, 2013.

BRÁS, Joana M.V.; FREITAS, Denise de. The DELPHI method: characterization and potentialities for educational research. **Pro-Posições**, v. 29, n. 2, p. 389–415, 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Dados e recursos: Lista de Espécies Ameaçadas**. 2020. Disponível em: <https://dados.gov.br/dataset/especies-ameacadas>. Acesso em: 07/11/2020

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Instrução Normativa nº 21 de 18 de dezembro de 2018**. Disciplina os procedimentos para a elaboração, aprovação, publicação, implementação, monitoria, avaliação e revisão de

Planos de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção. Brasília, DF: 2018a.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF: 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 15/10/2020.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 15 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm. Acesso em: 15/10/2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007.** / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação.** Brasília, DF: 2021. Disponível em <<https://antigo.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>> Acesso em: 20/04/2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013.** Brasília: MMA, 2015. p. 67.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **National Strategy for the Conservation of Threatened Species Project (PROSPECIES).** Brasília, DF: 2016. Disponível em: <https://www.thegef.org/project/national-strategy-conservation-threatened-species-prospecies>. Acesso em: 10/05/2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado) e Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) : fase 2016-**

2020 / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudança do Clima e Florestas, Departamento de Florestas e Combate ao Desmatamento. – Brasília, DF : MMA, 2018b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 43, de 31 de janeiro de 2014.** Instituir o Programa Nacional de Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção - Pró-Espécies. Brasília, DF: 2014. Disponível em: <https://dados.gov.br/dataset/123123>. Acesso em: 15/10/2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA nº 223, de 21 de junho de 2016.** Áreas Prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira do Cerrado, Pantanal e Caatinga. Disponível em: <http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-Atualizacao-das-areas-prioritarias>. Acesso em: 10/09/2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 444, de 26 de novembro de 2018.** Institui a Estratégia Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção. Brasília, DF: 2018c. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/52249904/do1-2018-11-28-portaria-n-444-de-26-de-novembro-de-2018-52249804. Acesso em: 15/04/2020

BREIMAN, Leo. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5–32, 2001.

BRIERS, Robert A. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. **Biological Conservation**, v. 103, n. 1, p. 77–83, 2002.

BROCK, Rebecca C. *et al.* Implementing Brazil's Forest Code: a vital contribution to securing forests and conserving biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, p. 1621–1635, 2021.

CACHOEIRA, João N. *et al.* Mercado interestadual de carvão vegetal no estado do Tocantins. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 14, n. 2, p. 258–265, 2019.

CALMON, Daniela. Shifting frontiers: the making of Matopiba in Brazil and global redirected land use and control change. **The Journal of Peasant Studies**, p. 1–25, 2020.

CAMACHO-SANABRIA, José M.; JUAN-PÉREZ, José I.; PINEDA-JAIMES, Noel B. Modeling of land use/cover changes: prospective scenarios in the Estado de Mexico. Case study-Amanalco de Becerra. **Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, v. 21, n. 6, p. 203–220, 2015.

CAMPOS, Leonardo *et al.* **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento: Produtividade de cultivares de soja em três ambientes do Tocantins**. Londrina: 2019.

CARVALHO, Fábio M.V. *et al.* The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1392–1403, 2009.

CARVALHO, William D. *et al.* Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 122–130, 2019.

CASTRO, Maria C T; FILEMAN, Timothy W; HALL-SPENCER, Jason M. Invasive species in the Northeastern and Southwestern Atlantic Ocean: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, p. 41–47, 2017.

CBD. Convention on Biological Diversity. **Country profiles**. 2021. Disponível em <<https://www.cbd.int/countries/profile/?country=br>> Acesso em: 20/04/2021.

CHAPMAN, Arthur D. **Princípios de qualidade de dados**. Global Biodiversity Information Facility, 2015. *E-book*.

CHELOTTI, Giancarlo Brugnara. Mapeamento de uso do solo da bacia hidrográfica do Alto Descoberto, no Distrito Federal, por meio de classificação orientada a objetos com base em imagem do satélite Landsat 8 e softwares livres. **Revista Brasileira de Geomática**, v. 5, n. 2, p. 172–185, 2017.

COLLI, Guarino R. *et al.* Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, p. 1465–1475, 2020.

CORREA AYRAM, Camilo A. *et al.* Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **Progress in Physical Geography**, v. 40, n. 1, p. 7–37, 2016.

CRUVINEL TEIXEIRA, Luís F. A formação de Palmas. **Revista UFG**, n. 6, 2009.

CUSHMAN, Samuel A; MCGARIGAL, Kevin; NEEL, Maile C. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 691–703, 2008.

DAVIES, A. L.; BRYCE, R.; REDPATH, S. M. Use of Multicriteria Decision Analysis to Address Conservation Conflicts. **Conservation Biology**, v. 27, n. 5, p. 936–944, 2013.

DEINES, Jillian M. *et al.* Mapping three decades of annual irrigation across the US High Plains Aquifer using Landsat and Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 233, p. 111400, 2019.

DIB, Viviane *et al.* Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the cantareira system protected area: A prospective analysis of the implementation of public policies. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, p. 2020, 2020.

DRAMSTAD, Wenche E. Spatial metrics - useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists? **Norsk Geografisk Tidsskrift**, v. 63, n. 4, p. 246–254, 2009.

EMBRAPA. **GeoMatopiba: Inteligência Territorial Estratégica para o Matopiba**. 2021a. Disponível em: www.embrapa.br/geomatopiba. Acesso em: 07/03/2021.

EMBRAPA. **MATOPIBA: Perguntas e respostas**. 2021b. Disponível em: <https://www.embrapa.br/tema-matopiba/perguntas-e-respostas>. Acesso em: 07/03/2021.

ELLIS, Erle C.; RAMANKUTTY, Navin. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439–447, 2008.

ESMAIL, Blal A.; GENELETTI, Davide. Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 42–53, 2018.

FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Source: Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FILYUSHKINA, Anna *et al.* Applying the Delphi method to assess impacts of forest management on biodiversity and habitat preservation. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 179–189, 2018.

FONSECA, Carlos R.; VENTICINQUE, Eduardo M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 61–67, 2018.

FORERO-MEDINA, German; VIEIRA, Marcus V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Australis**, v. 11, n. 4, p. 493–502, 2007.

FRANÇOSO, Renata D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot | Elsevier Enhanced Reader. **Natureza & Conservação**, v. 13, p. 35–40, 2015.

FREMIER, Alexander K. *et al.* A riparian conservation network for ecological resilience. **Biological Conservation**, v. 191, p. 29–37, 2015.

GAO, Bo-Cai. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, n. 3, p. 257–266, 1996.

GARCIA, Junior Ruiz; VIEIRA-FILHO, José Eustáquio Ribeiro. O papel da dimensão ambiental na ocupação do MATOPIBA. **Confins**, n. 35, 2018.

GERGEL, Sarah E.; TURNER, Monica G. **Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2017.

GOOGLE. **Google Earth Engine User Summit 2018**. 2019. Disponível em: <https://sites.google.com/earthoutreach.org/eeus2018/home?authuser=0>. Acesso em: 03/07/2019.

GORELICK, Noel *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017.

GRANDE, Thallita O.; ALMEIDA, Tati de; CICERELLI, Rejane E. Classificação orientada a objeto em associação às ferramentas reflectância acumulada e mineração de dados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 1983–1991, 2016.

GRANDE, Thallita O.; AGUIAR, Ludmilla M.S.; MACHADO, Ricardo B. Heating a biodiversity hotspot: connectivity is more important than remaining habitat. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 3, p. 639–657, 2020.

GUERRA, Júlio B.; SCHULTZ, Bruno; SANCHES, Ieda. Mapeamento automático da expansão da agricultura anual no MATOPIBA entre 2002 e 2015 utilizando a plataforma Google Earth Engine. *In:* , 2017, Santos. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Santos: INPE, 2017. p. 6850–6857.

HADDAD, Nick M. *et al.* Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 48–55, 2017.

HAN, Jiawei; KAMBER, Micheline; PEI, Jian. **Data mining: concepts and techniques**. 3. ed. Waltham: Morgan Kaufmann, 2011.

HASHEM, Ibrahim A.T. *et al.* The rise of “big data” on cloud computing: Review and open research issues. **Information Systems**, v. 47, p. 98–115, 2015.

HILTY, Jodi *et al.* **Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30**. Gland, Switzerland: 2020.

HUANG, Huabing *et al.* Mapping major land cover dynamics in Beijing using all Landsat images in Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 166–176, 2017.

IBGE. **Cidades e Estados do Brasil**. 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 29/08/2020.

IBGE. **Cidades e Estados do Brasil**. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 11/03/2021.

ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I**. 1ªed. Brasília: 2018.

INMET. **BDMEP - DADOS HISTÓRICOS**. 2020. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/servicos/bdmp-dados-historicos/>. Acesso em: 15/01/2021.

IPBES. **The IPBES assessment report on land degradation and restoration**. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2018.

IWAMA, Allan Y.; LIMA, Fábio B.; PELLIN, Angela. Questão fundiária em áreas protegidas: uma experiência no Parque Estadual da Pedra Branca (PEPB), Rio de Janeiro, Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 1, p. 77–93, 2014.

JANNUZZI, Paulo M.; DE MIRANDA, Wilmer L.; SILVA, Daniela S.G. Análise Multicritério e Tomada de Decisão em Políticas Públicas: Aspectos Metodológicos, Aplicativo Operacional e Aplicações Palavras-Chave. **Informática Pública**, v. 11, n. 1, p. 69–87, 2009.

JENKS, George F.; CASPALL, Fred C. Error on choroplethic maps: definition, measurement, reduction. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 61, n. 2, p. 217–244, 1971.

KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005.

KOTTEK, Markus *et al.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006.

KUPFER, John A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**, v. 36, n. 3, p. 400–420, 2012.

LANDIS, J. Richard; KOCH, Gary G. An Application of Hierarchical Kappa-type Statistics in the Assessment of Majority Agreement among Multiple Observers. **Biometrics**, v. 33, n. 2, p. 374, 1977.

LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LIMA, Jorge E.F.W. *et al.* The relevance of the cerrado's water resources to the brazilian

development. **IWRA World Water Congress Proceedings**. XIV World Water Congress, Pernambuco, Brasil, 2011. Disponível em: https://iwra.org/member/index.php?page=286&abstract_id=1674. Acesso em: 25/03/2021.

LOOKINGBILL, Todd R.; MINOR, Emily S. Assessing multi-scale landscape connectivity using network analysis. *In*: GERGEL, Sarah E.; TURNER, Monica G. (org.). **Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2017.

LOYOLA, Rafael *et al.* **Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, 2014.

MAGNUSSON, William E. *et al.* Effects of Brazil's Political Crisis on the Science Needed for Biodiversity Conservation. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 163, 2018.

MALCZEWSKI, Jacek. On the use of weighted linear combination method in GIS: Common and best practice approaches. **Transactions in GIS**, v. 4, n. 1, p. 5–22, 2000.

MALCZEWSKI, Jacek. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703–726, 2007.

MANZATTO, Celso Vainer; FREITAS JUNIOR, Elias de; PERES, José Roberto Rodrigo. **Uso agrícola dos solos Brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.

MAPBIOMAS. **Coleção v4.1 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil**. 2019. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 22/08/2019.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.

MARTINELLI, Gustavo; MORAES, Miguel Ávila. **Livro vermelho da flora do Brasil**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.

MARTINS, Eline; MARTINELLI, Gustavo; LOYOLA, Rafael. Brazilian efforts towards

achieving a comprehensive extinction risk assessment for its known flora. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 1529–1537, 2018.

MAY, Peter H *et al.* **Cotas de reserva ambiental no novo código florestal brasileiro: Uma avaliação ex-ante.** Bogor, Indonésia: 2015. Disponível em: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-146.pdf. Acesso em: 03/07/2019.

MCFEETERS, Stuart K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425–1432, 1996.

MCGARIGAL, Kevin; CUSHMAN, Samuel A.; ENE, Eduard. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps.** Versão 4. Amherst: University of Massachusetts, 2012. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 15/03/2020.

METZGER, Jean Paul. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92–99, 2010.

METZGER, Jean Paul *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, 2019.

MILARÉ, Gisele; SILVA, Normandes M.; PARANHOS FILHO, Antonio C. Scenario the Use of Free Software in Geographic Information Systems (GIS) in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 39, n. 3, p. 111–115, 2016.

MITTERMEIER, Russell *et al.* **Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions.** 2004. p. 391.

MOLIN, Paulo *et al.* Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 857–870, 2017.

MORAES, Miguel Ávila *et al.* Categorizing threatened species: an analysis of the Red List of the flora of Brazil. **Oryx**, v. 48, n. 2, p. 258–265, 2014.

MUKHERJEE, Nibedita *et al.* The Delphi technique in ecology and biological

conservation: applications and guidelines. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 1097–1109, 2015.

MUSTIN, Karen *et al.* Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. **Nature Conservation**, v. 22, p. 107, 2017.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NASCIMENTO, Erika P.N.; SANO, Edson E. Identificação de Cerrado Rupestre por meio de imagens multitemporais do Landsat: proposta metodológica. **Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 1, p. 93–106, 2010.

NEWBOLD, Tim *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.

NOLTE, Christoph *et al.* Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 13, 2013.

NUNES, Juliana F.; ROIG, Henrique L. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do alto do descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. **Revista Arvore**, v. 39, n. 1, p. 25–36, 2015.

OAKLEAF, James R *et al.* LegalGEO: Conservation tool to guide the siting of legal reserves under the Brazilian Forest Code. **Applied Geography**, v. 86, p. 53–65, 2017.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Reply to Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 166–167, 2018.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 22, p. 1232–1244, 2016.

OSIS, Reinis; LAURENT, François; POCCARD-CHAPUIS, René. 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.

PAIVA, Rodrigo J.O; BRITES, Ricardo S.; MACHADO, Ricardo B. The role of protected areas in the avoidance of anthropogenic conversion in a high pressure region: A matching method analysis in the core region of the brazilian cerrado. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, 2015.

PARENTE, Leandro; FERREIRA, Laerte. Assessing the spatial and occupation dynamics of the brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, p. 606, 2018.

PASCUAL-HORTAL, Lucía; SAURA, Santiago. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 959–967, 2006.

PIMM, S. L. *et al.* The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 987, 2014.

PIONTEKOWSKI, Valderli J. *et al.* Energy and Conservation of Nature Modeling Deforestation in the State of Rondônia. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, p. 20180441, 2019.

RAMOS, Julia P.; GRAÇA, Paulo M.L.A; FEARNSIDE, Philip M. Deforestation Dynamics on an Amazonian Peri-Urban Frontier: Simulating the Influence of the Rio Negro Bridge in Manaus, Brazil. **Environmental Management**, v. 62, p. 1134–1149, 2018.

RESENDE, Fernando M *et al.* Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v. 234, p. 90–99, 2019.

RESENDE, Fernando M. *et al.* The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. **Ecosystem Services**, v. 49, p. 101282, 2021.

RIBEIRO, José Felipe; WALTER, Bruno Machado Teles. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P (org.). **Cerrado : ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 556.

RIBEIRO, Milton C. *et al.* Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas. *In:* CUNHA, A.A.; GUEDES, F.B. **Mapeamentos para a conservação Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas.** Brasília, DF: MMA, 2013. p. 216.

RODRIGUES, Waldecy; DE OLIVEIRA, Thiago A. O norte do Goiás antes do Tocantins: as decisões do Estado que influenciaram no processo de criação desta nova Unidade da Federação. **Fronteiras**, v. 15, n. 26, p. 41–55, 2013.

SANO, Edson E. *et al.* Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 12, p. 2739–2752, 2007.

SANO, Edson E. *et al.* Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818–828, 2019.

SANO, Edson E. *et al.* Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, n. 1, 2019.

SANO, Edson E. *et al.* Comparative analysis of the global forest/non-forest maps derived from sar and optical sensors. Case studies from brazilian amazon and cerrado biomes. **Remote Sensing**, v. 13, n. 3, p. 1–25, 2021.

SANTOS, Flávia C. **Caracterização socioeconômica e de recursos naturais do município de Natividade-TO para fins de desenvolvimento rural** Documentos. Planaltina, DF: 2003.

SANTOS, Leovigildo A.C. *et al.* Análise multitemporal do uso e cobertura da terra em nove municípios do Sul do Tocantins, utilizando imagens Landsat. **Revista Agro@mbiente [online]**, v. 11, p. 11–118, 2017.

SANTOS, Patrícia P. *et al.* Geotechnologies applied to analysis of the rural environmental cadastre. **Land Use Policy**, v. 101, p. 105127, 2021.

SARKAR, Sahotra; ILLOLDI-RANGEL, Patricia. Systematic conservation planning: An updated protocol. **Natureza a Conservacao**, v. 8, n. 1, p. 19–26, 2010.

SARTORI, Anderson A.C.; SILVA, Ramon F.B.; ZIMBACK, Célia R.L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1079–1090, 2012.

SAURA, Santiago; FUENTE, Begoña. Connectivity as the amount of reachable habitat: conservation priorities and the roles of habitat patches in landscape networks. *In*: GERGEL, Sarah E.; TURNER, Monica G. (org.). **Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2017.

SAURA, Santiago; PASCUAL-HORTAL, Lucía. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, p. 91–103, 2007.

SAURA, Santiago; PASCUAL-HORTAL, Lucía. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, p. 91–103, 2007.

SAURA, Santiago; RUBIO, Lidón. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SAURA, Santiago; TORNÉ, Josep. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling and Software**, v. 24, n. 1, p. 135–139, 2009.

SCARAMUZZA, Carlos A. de M. *et al.* Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás. *In*: FERREIRA, L. G. (org.). **Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: Prioridades, estratégias e perspectivas**. Goiânia: 2005. p. 192.

SCARDUA, Fernando P.; BURSZTYN, Maria A.A. Descentralização da política ambiental no Brasil. **Sociedade e Estado**, v. 18, p. 291–314, 2003.

SEPLAN. Secretaria do Planejamento e Orçamento do Estado de Tocantins. **Estudo da Dinâmica da Cobertura e Uso da Terra do Estado do Tocantins. Dinâmica do Tocantins. Escala 1:100.000**. Palmas: Seplan/DZE, 2012.

SEPLAN. Secretaria do Planejamento e Orçamento do Estado de Tocantins. **Perfil Socioeconômico dos Municípios**. Palmas: SEPLAN-TO, 2017. Disponível em: <http://www.sefaz.to.gov.br/estatistica/perfil-socioeconomico/versao-2017/> Acessado em: 11/06/2019.

SEPLAN. Secretaria do Planejamento e Orçamento do Estado de Tocantins. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Tocantins: Diagnóstico Ecológico-Econômico do Estado do Tocantins**. Palmas: SEPLAN-TO, 2017b. Disponível em: <https://zee.seplan.to.gov.br/relatorios-tecnicos/zoneamento-ecologico-economico-do-tocantins---produtos-tecnicos-/zoneamento-ecologico-economico-do-tocantins---diagnostico-do-meio-natural/> Acesso em: 15/08/2020.

SHARMA, Ram C. *et al.* Global mapping of urban built-up areas of year 2014 by combining MODIS multispectral data with VIIRS nighttime light data. **International Journal of Digital Earth**, v. 9, n. 10, p. 1004–1020, 2016.

SHELESTOV, Andrii *et al.* Exploring Google Earth Engine Platform for Big Data processing: classification of multi-temporal satellite imagery for crop mapping. **Frontiers in Earth Science**, v. 5, p. 17, 2017.

SILVA ARIMORO, Omolabake A. *et al.* Artillery for Conservation: The Case of the Mammals Protected by the Formosa Military Training Area, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, 2017.

SILVA, Ana Paula Moreira da; MARQUES, Henrique Rodrigues; SAMBUICHI, Regina Helena Rosa. **Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para implementação da nova lei**. Rio de Janeiro: Ipea, 2016.

SOARES-FILHO, Britaldo S. *et al.* Brazil's market for trading forest certificates. **PLoS ONE**, v. 11, n. 4, p. 1–18, 2016.

SOARES-FILHO, Britaldo S. *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.

SOARES-FILHO, Britaldo S. *et al.* Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520–523, 2006.

SOARES-FILHO, Britaldo S.; CERQUEIRA, Gustavo C.; PENNACHIN, Cássio L. DINAMICA-a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, p. 217–235, 2002.

SOARES-FILHO, Britaldo S.; RODRIGUES, Hermann O.; COSTA, William L.S. **Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO**. 1. ed. Belo Horizonte: 2009.

SOARES-FILHO, Britaldo S.; RODRIGUES, Hermann; FOLLADOR, Marco. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. **Environmental Modelling and Software**, v. 43, p. 80–87, 2013.

SOUZA, Carlos M. *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

SOUZA, Estevão C. F. *et al.* Avaliação do risco de extinção da fauna brasileira: ponto de partida para a conservação da biodiversidade. **Diversidade e Gestão**, v. 2, n. 2, p. 62–75, 2018.

SPERA, Stephanie A. *et al.* Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p. 3405–3413, 2016.

STAN, Kayla D.; SANCHEZ-AZOFEIFA, Arturo. The Edmonton-Calgary corridor: Simulating future land cover change under potential government intervention. **Land Use Policy**, v. 63, p. 356–368, 2017.

STRASSBURG, Bernardo B.N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, p. 1–3, 2017.

TAMBOSI, Leandro R. *et al.* Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. *In*: CUNHA, André A.; GUEDES, Fátima B. (org.). **Mapeamentos para a conservação Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Brasília: MMA, 2013. p. 216.

TEIXEIRA, Ana M.G. *et al.* Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219–1230, 2009.

THOMPSON, Jonathan R. *et al.* Spatial Simulation of Codesigned Land Cover Change Scenarios in New England: Alternative Futures and Their Consequences for Conservation Priorities. **Earth's Future**, v. 8, n. 7, 2020.

TUBELIS, Darius P.; COWLING, Ann; DONNELLY, Christine. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v. 118, p. 353–364, 2004.

VALENTE, Roberta A.; PETEAN, Felipe C.S.; VETTORAZZI, Carlos A. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 53–60, 2017.

VEIGA, Allan K. *et al.* A conceptual framework for quality assessment and management of biodiversity data. **PLOS ONE**, v. 12, n. 6, p. e0178731, 2017.

VIEIRA, Raísa R.S. *et al.* Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 4, p. 434–438, 2018.

VILLARD, Marc-André; METZGER, Jean Paul. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 309–318, 2014.

VITOUSEK, Peter M *et al.* Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494–499, 1997.

WANG, Le *et al.* A summary of the special issue on remote sensing of land change science with Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 248, p. 1–9, 2020.

WANG, Lin *et al.* Conservation priorities of forest ecosystems with evaluations of connectivity and future threats: Implications in the Eastern Himalaya of China. **Biological**

Conservation, v. 195, p. 128–135, 2016.

YANG, Chaowei *et al.* Big Data and cloud computing: innovation opportunities and challenges. **International Journal of Digital Earth**, v. 10, n. 1, p. 13–53, 2017.

YANG, Chaowei; XU, Yan; NEBERT, Douglas. Redefining the possibility of digital Earth and geosciences with spatial cloud computing. **International Journal of Digital Earth**, v. 6, n. 4, p. 297–312, 2013.

ZAMBON, Kátia L. *et al.* Análise de decisão multicritério na localização de usinas termoelétricas utilizando SIG. **Pesquisa Operacional**, v. 25, n. 2, p. 199, 2005.

ZHANG, Ting *et al.* Mapping the conservation priority of migratory shorebird habitat on a dynamic deltaic coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 212, p. 219–232, 2018.