

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Mariana Mizutani Ribeiro

**Estimação de desmatamento baseada em Cadeias
de Markov dependentes do espaço/tempo**

Porto Alegre
2019

Mariana Mizutani Ribeiro

Estimação de desmatamento baseada em Cadeias de Markov dependentes do espaço/tempo

Trabalho submetido ao Programa de pós-graduação em sensoriamento remoto como requisito para a obtenção do Grau de Mestre em Sensoriamento Remoto pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Cristiano Lima Hackmann
Coorientador: Prof. Dr. Marcos Wellausen Dias de Freitas

Porto Alegre
2019

Mizutani Ribeiro, Mariana Estimação de desmatamento baseada em Cadeias de Markov dependentes do espaço/tempo/ Mariana Mizutani Ribeiro. – Porto Alegre, 2019. 128 p. : il.
Orientador: Prof. Dr. Cristiano Lima Hackmann
Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS
Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, 2019.

1. Risco socioambiental. 2. Crime ambiental. 3. Cadeias de Markov. 4. Desmatamento. 5. Estacionariedade. 6. BR-163. I. Hackmann, Cristiano, orient. II. Freitas, Marcos, coorient. III. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. IV. Título

Mariana Mizutani Ribeiro

Estimação de desmatamento baseada em Cadeias de Markov dependentes do espaço/tempo

Trabalho submetido ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto como requisito para a obtenção do Grau de Mestre em Sensoriamento Remoto pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, 5 de setembro de 2019

**Prof. Dr. Cristiano Lima Hackmann -
PPGSR/UFRGS**
Orientador

**Prof. Dr. Marcos Wellausen Dias de
Freitas - PPGSR/UFRGS**
Co-orientador

Prof Dr. Eliseu José Weber
Departamento Interdisciplinar/UFRGS

Prof. Dr. Laurindo Antonio Guasselli
PPGSR/UFRGS

Prof Dr. Ricardo de Sampaio Dagnino
Departamento Interdisciplinar/UFRGS

Porto Alegre
2019

Este trabalho é dedicado aos que não desistem dos seus sonhos, que buscam, assim como a mãe natureza, equilíbrio!

Agradecimentos

Agradeço aos meu pais, Fumiko e Antonio Paulo, que me ensinaram através de exemplos e incentivos, que o estudo é o bem mais precioso que podemos ter.

Agradeço aos meus irmãos, sejam eles de sangue ou de coração, que aceitaram a distância e saudade e me incentivaram a dar novos rumos à minha vida, trocando um caminho certo e sem satisfação por outro cheio de incerteza mas com mais brilho no olhar e simplicidade.

Agradeço aos amigos, que não posso nomear por serem tantos, que trocaram tantas experiências e aprendizados da vida comigo e sempre me acolheram, cada um do seu modo.

Mas, meu maior agradecimento dedico ao meu orientador, Cristiano Lima Hackmann, e meu coorientador, Marcos Wellausen Dias de Freitas! À vocês, Cristiano e Marcos, agradeço por terem aceitado me orientar nessa caminhada, uma vez que possuo formação tão distinta das de vocês! Por terem dividido comigo todo o seu conhecimento e opiniões, por termos trabalhado de forma tão divertida e harmoniosa e por serem tão compreensivos, principalmente no período no qual trabalhava e estudava! Cristiano, obrigada por me ajudar muito com a programação no *Google Earth Engine*, por suas críticas construtivas em toda a notação matemática que utilizamos e por todas as suas contribuições (que não foram poucas) ao longo desses meses. Marcos, obrigada por me auxiliar com as ferramentas de geoprocessamento e com toda a sua experiência com os dados de desmatamento. À ambos, muito obrigada pelo apoio nos momentos nos quais duvidei dos caminhos escolhidos e por sempre me apoiarem a continuar com palavras de força e confiança. Vocês foram maravilhosos e espero que continuemos conectados por muitos e muitos anos trabalhando juntos.

Por fim, agradeço à mãe natureza que nos ensina algo a cada dia e, diferentemente do que os ditados populares dizem, não se vinga, apenas busca uma forma de reencontrar seu equilíbrio!

*“A terra provê o suficiente para
as necessidades de todos os homens,
mas não para a ganância.”*
(Mahatma Gandhi)

Resumo

As instituições financeiras vêm incorporando parâmetros de controle e monitoramento de risco socioambiental nas suas políticas, motivadas por cobranças de posturas mais efetivas para mitigação de tais riscos por parte do Banco Central do Brasil, o que representou um motivador inicial deste trabalho. Por se tratar de um assunto recentemente regulamentado, o mercado financeiro tem buscado ferramentas que possam auxiliar na tomada de decisão, possibilitando o uso do sensoriamento remoto e tornando-o mais relevante, principalmente em políticas de concessão de crédito. Esse trabalho visa contribuir para a previsão de desmatamento (área desmatada) como insumo para que as instituições financeiras possam incorporá-la às suas políticas. A metodologia sugerida envolveu: o entendimento das legislações ambientais brasileiras e pactos internacionais; a definição de risco socioambiental como sendo o crime de desmatamento; a exploração de algumas fontes de dados e a inclusão de parâmetros espaço-temporais aos processos de Cadeias de Markov clássicas. A inclusão de parâmetros espaciais e temporais à metodologia clássica buscou diminuir o efeito de duas limitações da técnica quando utilizada para processos de modelagem de fenômenos naturais dinâmicos: a estacionariedade e a dificuldade de distribuição das estimativas localmente. Para minimizar o efeito da estacionariedade a proposta utilizou matrizes de transição (matriz de probabilidade de mudanças) móveis, isto é, atualizadas com o período mais recente possível. Também foram avaliadas diferentes memórias na matriz de transição, que consiste em considerar períodos mais ou menos longos para computar as mudanças. Já para distribuir localmente as estimativas, a região de estudo foi segmentada em sub-regiões, visando incorporar a diversidade contida nos processos naturais das mesmas ao processo de estimação. À partir das estimativas locais é possível obter a estimativa de desmatamento global da região através da soma do desmatamento estimado das sub-regiões. Uma condição necessária para testar a metodologia proposta é que a região de estudo necessariamente precisa ter desmatamento. Dessa forma, selecionou-se a área de influência da BR-163, que compreende uma porção de grande desmatamento da Amazônia Legal, que abrange os estados do Pará, Amazonas e Mato Grosso e como sub-regiões foram utilizados os 74 municípios que a compõe. A ferramenta escolhida para aplicação foi a plataforma *Google Earth Engine* por se tratar de uma solução inclusiva, permitindo que qualquer pesquisador usufrua dos recursos computacionais do processamento em nuvem e armazenamento de dados. Os resultados indicam que utilizar probabilidades de transição móveis sem memória produz estimativas melhores do que utilizá-las com memórias mais longas e que a segmentação em sub-regiões diminuiu o erro de estimação espacialmente.

Palavras-chave: desmatamento, cadeias de Markov, *Google Earth Engine*, estimativas locais, BR-163.

Abstract

Financial institutions have been incorporating social and environmental risk parameters in their policies, motivated by a most effective requirement for mitigation of these risks by the Central Bank of Brazil (BACEN), which consisted as an initial motivator of this work. Because this is a recently regulated issue, the financial market has been seeking for solutions that can support their decision making, enabling the use of remote sensing and making it more relevant, especially in credit granting policies. The proposed solution aims to contribute to the forecast of deforestation (deforested area) as an input for financial institutions to incorporate it into their policies. The suggested methodology involved: the understanding of Brazilian environmental laws and international pacts; the definition of social and environmental risk as the crime of deforestation; the exploration of some data sources and the inclusion of spatiotemporal parameters to classical Markov Chain processes. The inclusion of spatial and temporal parameters in the classical methodology quest to reduce the effect of two limitations of the technique when used for modeling dynamic natural phenomena: stationarity and the difficulty of distributing estimates locally. To minimize stationarity effect, the proposal was to use moving transition matrices (probability matrix of changes), ie updated with the latest possible period. Different sizes of memories were also evaluated in the transition matrix, which consists of considering diferent sized periods to compute the changes. To distribute the estimates locally, the study region was segmented into subregions, aiming to incorporate the diversity contained in their natural processes into the estimation process. From local estimates it is possible to estimate the global deforestation of the region by summing the estimated deforestation of each subregion. A necessary condition for testing the proposed methodology is that the study region necessarily needs to have deforestation. Thus, we selected the area of influence of the BR-163 highway, which comprises a large portion of deforestation in the Legal Amazon, located between the states of Pará, Amazonas and Mato Grosso, and as sub-regions were used the 74 municipalities that compose the entire region. The tool chosen for the application was the Google Earth Engine platform because it is an inclusive solution, allowing any researcher to take advantage of the computational resources of cloud processing and data storage. The results indicate that using moving transition probabilities with small memories produces better estimates than using them with longer memories and that segmentation into subregions decreased spatial estimation error.

Keywords: deforestation, Markov chains, Google Earth Engine, local estimates, BR-163.

Sumário

I	INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	15
1	INTRODUÇÃO	16
1.1	Introdução	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo Geral	19
2.2	Objetivos Específicos	19
II	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	20
3	LEIS AMBIENTAIS, MARCOS LEGAIS E ACORDOS INTERNACIONAIS	21
3.1	Panorama Internacional	21
3.2	Panorama Nacional	23
3.2.1	Lei de Crimes Ambientais (nº 9.605)	26
3.2.2	Lei de Proteção de Vegetação Nativa (nº 12.651)	29
3.2.3	Restrição ao crédito	33
4	CONCEITUAÇÃO DE RISCO SOCIOAMBIENTAL	35
4.1	Análise autuações IBAMA	38
4.2	Análise autuações ICMBio	43
III	MATERIAIS E MÉTODO	47
5	FONTES DE DADOS	48
5.1	PRODES: monitoramento da Amazônia Legal	51
5.2	TERRACLASS: Mapeamento do uso e cobertura da terra nas Áreas desflorestadas da Amazônia Legal	59
5.3	MAPBIOMAS: Mapeamento anual da cobertura e uso do solo do Brasil	64
5.4	Comparação das fontes de informação	70
6	ÁREA DE ESTUDO	73
7	MATERIAIS E MÉTODO	78
7.1	Materiais	78

7.2	Método	79
7.3	Comparação de resultados	95
IV	RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
8	RESULTADOS E DISCUSSÃO	99
8.1	Resultados globais da AIBR163	99
8.2	Resultados locais da AIBR163	102
8.3	Qualidade das Estimativas	110
	Conclusões	116
	REFERÊNCIAS	117
V	APÊNDICES	122
	APÊNDICE A – ACESSO AO MAPBIOMAS ATRAVÉS DO GEE .	123
	APÊNDICE B – RESULTADOS ESTIMATIVAS GLOBAIS: TES- TES GPG E GPL	125

Lista de ilustrações

Figura 1 – Pirâmide de riscos das Instituições Financeiras.	17
Figura 2 – Papéis e responsabilidades dos órgãos federais.	24
Figura 3 – Abrangência do conceito de ambiente em diferentes esferas.	36
Figura 4 – Avaliação dos crimes ativos no IBAMA.	41
Figura 5 – Município de Medicilândia, no estado do Pará.	49
Figura 6 – Tamanho dos municípios do estado do Pará.	50
Figura 7 – Sistemas de monitoramento da Amazônia Legal criados pelo INPE. . .	51
Figura 8 – Quantidade de classes em cada ano.	53
Figura 9 – Detalhamento das classes de 2012 a 2017.	54
Figura 10 – Diferença de borda entre os dados do PRODES 2012 e 2014 em Medici- lândia (Pará).	58
Figura 11 – Acurácia geral do MapBiomas para o bioma Amazônia.	66
Figura 12 – Erro de inclusão e omissão da classe Floresta no bioma Amazônia. . . .	67
Figura 13 – Times e temas transversais.	67
Figura 14 – Desmatamento nos Estados da Amazônia Legal.	73
Figura 15 – Área de estudo (AIBR163) e principais rodovias.	74
Figura 16 – Histórico de desmatamento da Amazônia Legal e percentual de desma- tamento dos estados da AIBR163.	75
Figura 17 – Exemplo de recategorização das transições.	85
Figura 18 – Impacto das premissas adotadas na transição Floresta-Floresta	87
Figura 19 – Fluxo1: cálculo das probabilidades de transição móveis sem memória (MM1).	89
Figura 20 – Fluxo2: Preparação do ano atual e estimação do desmatamento do ano futuro.	90
Figura 21 – Fluxo3: Validação dos resultados.	91
Figura 22 – Fluxo1: cálculo das probabilidades de transição móveis com memória MM2.	92
Figura 23 – Fluxo1: cálculo das probabilidades de transição móveis com memória MM ξ . Fonte: Autora.	93
Figura 24 – Municípios que compõem a AIBR163 por estado.	95
Figura 25 – (a) ER da estimativa global com probabilidade global. (b) ER da estimativa global com probabilidade local.	100
Figura 26 – Comparação dos testes GPG e GPL conforme memória	101
Figura 27 – (a) RMSE da estimativa local com probabilidade global; (b) RMSE da estimativa local com probabilidade local.	102
Figura 28 – Comparação dos testes LPG e LPL conforme memória.	103

Figura 29 – Razão de RMSE dos testes LPL e LPG.	104
Figura 30 – Comparações dos testes LPG e LPL com relação à quantidade de municípios com estimativa menor que valor observado.	104
Figura 31 – (a) Tamanho do erro da estimativa local com probabilidade global; (b) Tamanho do erro da estimativa local com probabilidade local.	106
Figura 32 – Quantidade de municípios segmentados por tamanho.	107
Figura 33 – (a) RMSE por município da estimativa local com probabilidade geral (LPG). (b) RMSE por município da estimativa local com probabilidade local (LPL).	107
Figura 34 – RMSE por município da estimativa local com probabilidade local (LPL).	108
Figura 35 – RMSE dos testes LPG e LPL por tamanho dos municípios.	108
Figura 36 – Percentual de municípios subestimados por tamanho dos municípios.	109
Figura 37 – Quantidade de anos com erro relativo absoluto até determinado valor (10%, 25% e 50%).	112
Figura 38 – ER_A das estimativas LPL ao longo dos anos de estudo.	113
Figura 39 – Tela do GEE.	123

Lista de tabelas

Tabela 1 – Fatores agravantes e atenuantes na determinação da gravidade da penalidade.	26
Tabela 2 – Crimes contra a flora.	28
Tabela 3 – Definições de área de preservação ambiental segundo a Lei de Proteção de Vegetação Nativa	30
Tabela 4 – Bases legais relativas à Política Ambiental	33
Tabela 5 – Layout dos dados de embargos do IBAMA.	39
Tabela 6 – Quantidade de embargos ativos do IBAMA categorizados.	40
Tabela 7 – Crimes mais frequentes no IBAMA.	41
Tabela 8 – Comparação das autuações do IBAMA nos estados da Amazônia Legal com relação aos demais estados (casos válidos).	42
Tabela 9 – Percentual de embargos do IBAMA com área cadastrada.	42
Tabela 10 – Layout dos embargos do ICMBio.	43
Tabela 11 – Embargos ativos do ICMBio categorizados.	44
Tabela 12 – Crimes mais frequentes no ICMBio.	44
Tabela 13 – Comparação das autuações do ICMBio nos estados da Amazônia Legal com relação aos demais estados (casos válidos).	45
Tabela 14 – Percentual de embargos do ICMBio com área cadastrada.	45
Tabela 15 – Resolução espacial do PRODES para o estado do Pará	55
Tabela 16 – PRODES: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2012.	56
Tabela 17 – PRODES: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2014.	56
Tabela 18 – PRODES: Matriz de transição PRODES dos anos 2012 e 2014.	57
Tabela 19 – Equivalência de classes PRODES x TERRACLASS.	59
Tabela 20 – Confibialidade das estimativas do TERRACLASS em 2008.	60
Tabela 21 – Reclassificação das classes do TERRACLASS.	62
Tabela 22 – TERRACLASS: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2012.	62
Tabela 23 – TERRACLASS: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2014.	63
Tabela 24 – TERRACLASS: Matriz de transição TERRACLASS dos anos 2012 e 2014.	63
Tabela 25 – Classes da coleção 3 do MapBiomias.	68
Tabela 26 – MapBiomias: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2012.	69

Tabela 27 – MapBiomias: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2014.	69
Tabela 28 – MapBiomias: Matriz de transição dos anos 2012 e 2014.	70
Tabela 29 – Comparação das fontes avaliadas.	71
Tabela 30 – Extensão dos cálculos para outros municípios.	71
Tabela 31 – Representatividade das transições com premissas adotadas.	87
Tabela 32 – Plano de testes utilizando diferentes matrizes móveis de transição.	96
Tabela 33 – Estatísticas das estimativas.	111
Tabela 34 – ER_A por tamanho de município.	114
Tabela 35 – ER_A por tamanho do desmatamento dos municípios.	114
Tabela 36 – Resultados sem memória (MM1).	125
Tabela 37 – Resultados com memória MM2.	126
Tabela 38 – Resultados com memória MM3.	126
Tabela 39 – Resultados com memória MM4.	127
Tabela 40 – Resultados com memória MM5.	127
Tabela 41 – Resultados com memória MM6.	128

Parte I

Introdução e Objetivos

1 Introdução

1.1 Introdução

A preocupação com a natureza vem tornando o olhar da sociedade mais atento a todo e qualquer assunto ligado aos cuidados com o planeta, culminando em maior cobrança da sociedade aos órgãos reguladores e aumento de repercussão nos meios de comunicação. Dessa forma, as instituições financeiras (IFs) vem se adaptando à necessidade de incorporar parâmetros socioambientais em suas políticas de concessão de crédito, principalmente para financiamentos destinados à créditos rurais, pois estes afetam diretamente o ambiente e a sociedade. Além disso, financiar atividades criminosas confere às instituições financeiras o título de co-autoras do crime, impactando o risco de imagem das mesmas.

Neste contexto, podem incorrer sobre a IF três principais tipos de riscos, do mais geral para o mais específico: risco de imagem, risco ambiental e risco de crédito. O risco de imagem (ou de reputação) é o mais difícil de mensurar, uma vez que um evento pode ou não ter repercussão nas mídias. Já o risco ambiental, pode se tornar um risco jurídico, uma vez que contraria decisões legais, e um risco global, pois pode impactar o planeta como um todo. Além disso, esse tipo de risco pode ser o ponto inicial para geração de risco de imagem/reputação. Para uma IF, o risco mais fácil de controlar é o de crédito, pois este é avaliado e monitorado por áreas específicas dentro das organizações, que mensuram sua chance de ocorrência e o apetite da instituição para suportá-lo. De forma simplificada, este risco pode ser sumarizado como risco de inadimplência.

A Figura 1 ilustra estes três tipos de riscos e a ordem como costumam incidir sobre as IFs, ou seja, iniciando com um problema de risco de crédito que pode acabar atingindo outros níveis de risco (ambiental e de imagem), conforme gravidade. A seta representada na figura indica que esta ordem de ocorrência não é contínua, ou seja, o risco de crédito não necessariamente está relacionado ao risco ambiental uma vez que o não pagamento de um operação não necessariamente envolve riscos ambientais e de imagem. Já a relação entre o risco ambiental e de imagem possui uma relação mais direta, uma vez que a sociedade vem acompanhando o tema mais fortemente na última década. No Brasil, a força dessa relação depende da gravidade do problema ambiental gerado e de possíveis conflitos de interesse para que repercuta na mídia e se torne efetivamente um problema de reputação.

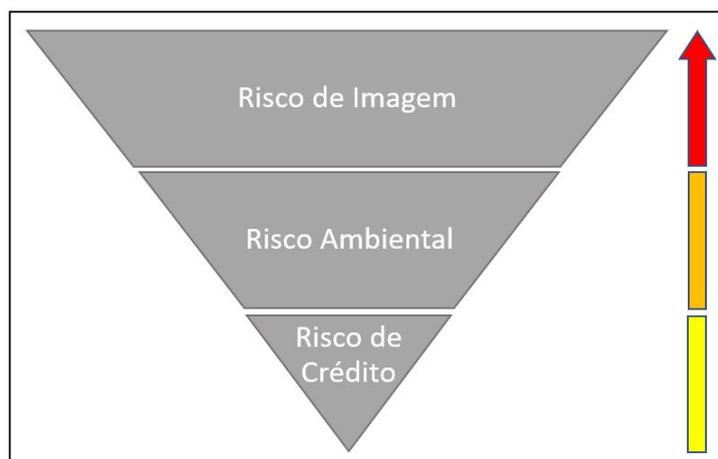


Figura 1 – Pirâmide de riscos das Instituições Financeiras.

Fonte: Autora.

No Brasil, as leis ambientais são extremamente complexas, pois foram desenvolvidas ao longo do tempo e por diferentes órgãos (federais, estaduais e municipais) tornando difícil a compreensão das mesmas. Dentre as inúmeras leis, decretos e resoluções, destacam-se para o objetivo deste trabalho:

- Lei Nacional de Meio Ambiente (nº 6.938/1981): marco legal de controle de crimes ambientais no país que define papéis e responsabilidades dos órgãos competentes e reforça a utilização de avaliação de impacto ambiental (AIA) como instrumento obrigatório (BRASIL, 1981);
- Lei de Crimes Ambientais (nº 9.605/1998): define o que é crime ambiental e as penalidades previstas (BRASIL, 1998);
- Decreto sobre infrações e sanções administrativas (Decreto nº 6.514/2008): atualiza as sanções aplicadas aos crimes ambientais (BRASIL, 2008);
- Lei de Proteção de Vegetação Nativa (12.651/2012): revoga o código florestal brasileiro instituído pela Lei nº 4.771/65 (BRASIL, 1965) e reafirma a responsabilidade do governo brasileiro na preservação de florestas e demais formas de vegetação nativa, redefinindo áreas de cobertura do solo, incluindo áreas de preservação permanente (APP) e áreas de reserva legal (RL) (BRASIL, 2012);
- Resolução sobre Política de Responsabilidade Socioambiental (Resolução 4.327/14 – Banco Central do Brasil): dispõe sobre a implementação de política de responsabilidade socioambiental nas instituições financeiras (BACEN, 2014);
- Resolução sobre coordenadas geodésicas e uso de sensoriamento remoto (Resolução nº 4.427/15 e 4.496/16 – Banco Central do Brasil): dispõe sobre a obrigatoriedade de envio das coordenadas geodésicas da região a ser beneficiada por operações de

crédito rural subsidiadas pelo governo e permite utilização de imagens de sensores remotos para o monitoramento das mesmas (BACEN, 2015) e (BACEN, 2016).

Ao avaliar os mecanismos que o País encontra para controlar determinados tipos de atividades ou temas que entende como prejudiciais ou ilegais, verifica-se que muitas vezes a mitigação de tais atividades ou temas é realizada através da restrição ao financiamento das mesmas. Com este objetivo, o Banco Central do Brasil (BACEN), órgão regulador das IFs aprova e emite resoluções que visam inibir o financiamento dessas atividades, obrigando as mesmas a se adequarem à novas políticas e controles. As resoluções nº 4.427/15 e 4.496/16 foram criadas para monitorar e restringir o financiamento de atividades rurais que utilizam subsídios do governo, conseqüentemente aumentando o controle e evitando impactos maléficos ao meio ambiente. Já a resolução nº 4.327/14 estipula a criação de políticas de responsabilidade socioambiental, atribuindo culpa às entidades financiadoras por subsidiar e incentivar práticas consideradas ilegais e danosas ao meio ambiente e à sociedade. Esses mecanismos, criados para avaliação e fiscalização de impactos ambientais, sociais, de projetos e de atividades são importantes avanços que o País realizou na mitigação dos riscos socioambientais.

Este Capítulo traz a introdução do tema e o Capítulo 2 apresenta os objetivos do trabalho, os Capítulos 3 e 4 explanam leis nacionais e pactos internacionais relacionadas à preservação da natureza e conceituam risco socioambiental para o objetivo deste trabalho. Nos Capítulos 5 e 6 é realizada uma explanação de algumas fontes de dados e a definição da área de estudo. Por fim, nos Capítulos 7 e 8 são apresentados os materiais e métodos utilizados e os resultados da aplicação da metodologia proposta..

É importante salientar antecipadamente que o risco socioambiental, para fins desse trabalho, é considerado o risco de desmatamento, de acordo com conceituação realizada no Capítulo 4.

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Criar e disponibilizar novas fontes de informação socioambiental para apoio na tomada de decisão de instituições financeiras.

2.2 Objetivos Específicos

- i) Definir risco socioambiental no contexto desse trabalho;
- ii) Propor metodologia de estimação de risco socioambiental.

Parte II

Fundamentação Teórica

3 Leis Ambientais, marcos legais e acordos internacionais

Este Capítulo trata da evolução dos compromissos ambientais internacionais e nacionais, detalhando tratados, leis e regulamentações que interessam ao objetivo do trabalho.

3.1 Panorama Internacional

O primeiro país a desenvolver políticas voltadas à avaliação de impacto ambiental foi os Estados Unidos, em 1970, por meio das quais publicou uma lei de obrigatoriedade de avaliação de impacto ambiental em projetos com probabilidade de degradação/mudança ambiental, fossem eles financiados por órgãos federais ou pela iniciativa privada. O instrumento de avaliação de impacto ambiental (AIA), também conhecido como estudo de impacto ambiental, foi aprimorado continuamente através de experiências práticas e pela adoção de políticas semelhantes por outros países, que trouxeram novas realidades ambientais, sociais e culturais para o tema. Conforme SÁNCHEZ (2013), as evoluções pelas quais a AIA passou não poderiam perder seu caráter de mensuração de degradação ambiental e de aumento de clareza para que a tomada de decisão levasse em conta cenários futuros de impacto. São requerimentos solicitados na AIA que o proponente tenha uma abordagem sistemática para avaliação de impacto, através de estudo multidisciplinar envolvendo ciências naturais e sociais, sugerindo o caráter socioambiental da mesma. Além disso, aborda questões como riscos irreversíveis, impacto para o ambiente humano e avaliação de curto e longo prazo dos impactos.

Bancos e agências internacionais de desenvolvimento passaram a exigir a AIA para financiar projetos mesmo que seus países de origem não o fizessem, o que ocorreu em projetos financiados no território brasileiro e em outros países. Um marco importante para o cenário ambiental internacional foi a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), popularmente conhecida como Rio-92, que além de impulsionar a divulgação da AIA aprovou uma série de documentos e conferências importantes globalmente, a saber:

- Declaração do Rio: Define 27 princípios firmados entre os países para manter a

integridade do sistema global de meio ambiente e desenvolvimento. Os princípios permeiam questões ambientais, sociais e de cooperação entre os países (ONU, 1992a);

- Agenda 21: o documento é dividido em dimensões (I - Sociais e Econômicas; II - Conservação e Gestão dos Recursos para o Desenvolvimento; III - Fortalecimento dos grupos principais; IV - Meios de implementação), trazendo os objetivos e ações definidas pela comunidade internacional para preparar o mundo para os desafios do século 21 (ONU, 1992b);
- Convenção sobre Diversidade Biológica: propõe diretrizes para a preservação da biodiversidade (ONU, 1992c).

Os documentos supracitados, resultados da Conferência Rio-92, citam explicitamente a utilização da AIA, enfatizando o grau de importância dessa ferramenta. No princípio 17, descrito na Declaração do Rio, a AIA é considerada um instrumento nacional para atividades que possam vir a ter impacto ambiental significativo ao meio ambiente (ONU, 1992a). A Agenda 21 traz a avaliação de impacto ambiental em cada uma das dimensões do documento. Na dimensão social e econômica, por exemplo, é citada com relação à comercialização de produtos através da introdução de avaliação dos riscos ambientais nos processos produtivos (ONU, 1992b). O artigo 14 da Convenção sobre Diversidade Biológica, solicita avaliação de impacto ambiental no contexto de efeitos negativos à biodiversidade (ONU, 1992c).

Assim como a Conferência das Nações Unidas de 1992 representou um marco importante na evolução ambiental internacional, outros tratados passaram a ter grande representatividade na comunidade mundial, principalmente aqueles ligados ao financiamento de grandes projetos. Segundo SÁNCHEZ (2013, p.71), “na escala internacional, o mais importante desenvolvimento recente foi o surgimento dos ”Padrões de Desempenho Ambiental e Social” da *International Finance Corporate (IFC)*¹ e sua adoção pelos bancos signatários dos Princípios do Equador”.

Os padrões de desempenho do IFC, usualmente chamados de PS's (do inglês *Performance Standards*), estabelecem padrões mínimos para diversos aspectos ambientais, sociais e culturais e as ações necessárias para garanti-los. São eles:

- PS1: avaliação e gestão de riscos e impactos ambientais;
- PS2: condições de emprego e trabalho;
- PS3: eficiência de recursos e prevenção da poluição;
- PS4: saúde e segurança da comunidade;

¹ Corporação integrante do Banco Mundial de Desenvolvimento.

- PS5: aquisição de terra e reassentamento involuntário;
- PS6: conservação da biodiversidade e gestão sustentável de recursos naturais vivos;
- PS7: povos indígenas;
- PS8: patrimônio cultural. (INTERNATIONAL FINANCE CORPORATION - IFC, 2012)

Outro tratado internacional, assinado por instituições financeiras, é chamado de “Princípios do Equador”. Ao assiná-lo, as IFs signatárias assumem responsabilidade socioambiental e se comprometem a seguir os padrões de desempenho estipulados pela IFC. O documento traz medidas que devem ser adotadas para identificar, monitorar e controlar os riscos ambientais e sociais aos quais as instituições financeiras se expõem ao financiar grandes projetos (THE EQUATOR PRINCIPLES ASSOCIATION, 2011).

3.2 Panorama Nacional

Um marco importante para a criação de mecanismos de monitoramento, controle e disseminação da preocupação ambiental no Brasil, foi a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em 1972. Neste evento, é sabido que o Brasil se posicionou a favor do desenvolvimento econômico, mesmo que este desenvolvimento fosse alcançado através de degradação da natureza. Como afirma SÁNCHEZ (2013, p.83), a confederação brasileira considerava que “se a poluição era o preço a pagar pelo desenvolvimento, então o País receberia de braços abertos as indústrias poluidoras”. Apesar deste posicionamento, no ano seguinte, 1973, o país criou a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA) e alguns estados criaram políticas de preservação e avaliação de impacto ambiental nos anos que se seguiram, como é o caso do Rio de Janeiro e Minas Gerais. Esses fatos aconteceram mesmo antes de o país ter uma política vigente acerca do assunto, que veio a acontecer em 31 de agosto de 1981, por meio da Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981).

O artigo 6 da Política Nacional de Meio Ambiente define os papéis e responsabilidades dos órgãos federais e determina as entidades ambientais estaduais e municipais como responsáveis pelo controle e fiscalização da lei em suas jurisdições e pela elaboração de normas supletivas e complementares relacionadas ao meio ambiente.

Outros marcos importantes para o meio ambiente brasileiro foram a criação do Ministério do Meio Ambiente (MMA), em 1985, e a aprovação da Constituição Federal de

1988 que ressalta a importância do tema para a perenidade da natureza brasileira, por meio do Artigo nº 225, que estabelece o direito do cidadão ao ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988).

A Figura 2, traz a organização dos órgãos incluindo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidades (ICMBio), criado em 2007 através da Lei nº 11.516, com a responsabilidade de fiscalizar crimes ambientais em Unidades de Conservação (UCs) (BRASIL, 2007a).

SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente			
CONSELHO DO GOVERNO			
Papel: órgão supremo. Responsabilidades: Assessorar o Presidente da República na formulação da Política Nacional e nas diretrizes governamentais para o meio ambiente e recursos ambientais.			
CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente	MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE	IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis	ICMBio Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
Papel: consultivo e deliberativo. Responsabilidades: assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo, diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essencial à sadia qualidade de vida.	Papel: centralização. Responsabilidades: planejar, coordenar, supervisionar e controlar, como órgão federal, a política nacional e as diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente.	Papel: execução. Responsabilidades: executar e fazer executar, como órgão federal, a política e diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente.	Papel: execução. Responsabilidades: executar e fazer executar, como órgão federal, a política e diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente em Unidades de Conservação.

Figura 2 – Papéis e responsabilidades dos órgãos federais.

Fonte: Elaborada pela autora a partir de SÁNCHEZ, (2013).

É importante ressaltar que o MMA passou por várias modificações ao longo dos governos, desde sua criação em 1985, sendo em alguns momentos nomeado como Secretaria e outros como Ministério.

A Política Nacional de Meio Ambiente nomeou o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) como responsável por especificar as exigências requeridas para o cumprimento da lei e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA) pela execução das mesmas. Dessa forma, o CONAMA aprovou a resolução nº 88.351/83 (BRASIL, 1983), substituída pela resolução nº 99.274/90 (BRASIL, 1990), com os requisitos necessários para que a lei fosse cumprida, incluindo:

- atividades que obrigatoriamente precisam ter AIA e diretrizes para a realização da mesma;
- normas e critérios para licenciar atividades ou projetos que possam causar degradação ambiental;
- criação do relatório de impacto ambiental (RIMA), contendo a explicação dos riscos da atividade e/ou projeto proposto através de linguagem não técnica para ser

disponibilizado à consulta pública;

- criação de áreas de proteção ambiental e estações ecológicas.

Ao longo dos anos o CONAMA publicou diversas resoluções e decretos definindo as exigências para cada setor/atividade, mantendo o seu papel e dos órgãos executores (IBAMA, ICMBio, órgãos ambientais estaduais e municipais) e tornando as políticas mais específicas.

Tanto a Política Nacional de Meio Ambiente como a Resolução nº 99.274 do CONAMA mencionam a avaliação de impacto ambiental (AIA) e o licenciamento ambiental² como instrumentos de cumprimento da política. O licenciamento ambiental é um dos instrumentos mais importantes da Política Nacional de Meio Ambiente, pois é através dele que o governo limita o direito individual em prol do direito coletivo, reforçando o caráter social da Política. As regras para obtenção de licenciamento ambiental evoluíram muito, adquirindo grande complexidade, pois tratavam inicialmente de questões individuais, como regulação de questões de vizinhança, passando a considerar questões coletivas e globais, como biodiversidade e aquecimento global (SÁNCHEZ, 2013). Adicionalmente, o licenciamento é um documento importante para as IFs, uma vez que é requerido para comprovação da legalidade das atividades e locais onde recursos financeiros solicitados serão utilizados.

Os pedidos de licenciamento ambiental podem ser negados por diversos motivos: um deles, e que faz sentido para este trabalho, é pela constatação de risco socioambiental, ou seja, a possibilidade de degradação ambiental ou impactos para a população. Além disso, mesmo com licenciamento aprovado é necessária a realização de monitoramento da área/atividade licenciada afim de verificação do cumprimento dos termos acordados. Esse monitoramento e fiscalização é realizado pelos órgãos federais responsáveis (IBAMA e o ICMBio) através de documentações e visitas *in loco*, nas quais realizam autuações e aplicação de sanções àqueles que não cumprem com os termos acordados no licenciamento, considerados criminosos.

Para compreender quais atividades são passíveis de sanções faz-se necessário, primeiramente, entender o que é considerado crime ambiental (Lei nº 9.605/98), uma vez que essa definição é necessária para que os órgãos realizem a fiscalização. Adicionalmente, o entendimento da lei de proteção de vegetação nativa (12.651/2012) traz informações importantes sobre infrações cometidas.

² Autorização dada pelo governo àqueles que utilizam recursos naturais ou possuem possibilidade de degradação ambiental.

3.2.1 Lei de Crimes Ambientais (nº 9.605)

No que tange à responsabilização por crimes ambientais, a lei incrimina pessoas físicas e jurídicas especificando que o enquadramento da pessoa jurídica não exime as pessoas físicas envolvidas de responderem pelo crime, sejam elas autoras, co-autoras ou participantes da degradação. O grau da penalidade envolve a avaliação da gravidade do fato, antecedentes em crimes ambientais e situação econômica do infrator, além de fatores considerados agravantes e atenuantes da pena, conforme Tabela 1. As penas previstas são: prisão, multa, prestação de serviços à comunidade, suspensão parcial ou total das atividades e recolhimento domiciliar. As multas podem ser pagas à vítima ou à entidade pública afetada e podem variar de R\$ 50,00 (cinquenta reais) até R\$ 50.000.000,00 (cinquenta milhões de reais). Esses valores foram atualizados pelo Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008, uma vez que as multas previstas na Lei de Crimes Ambientais era de no máximo 370 salários mínimos (aproximadamente R\$ 370.000³).

Tabela 1 – Fatores agravantes e atenuantes na determinação da gravidade da penalidade.

FATOR	DESCRIÇÃO
ATENUANTES	II - arrependimento do infrator, manifestado pela espontânea reparação do dano, ou limitação significativa da degradação ambiental causada; III - comunicação prévia pelo agente do perigo iminente de degradação ambiental; IV - colaboração com os agentes encarregados da vigilância e do controle ambiental.
AGRAVANTES	I - reincidência nos crimes de natureza ambiental; II - ter o agente cometido a infração: <ul style="list-style-type: none"> a) para obter vantagem pecuniária; b) coagindo outrem para a execução material da infração; c) afetando ou expondo perigo, de maneira grave, à saúde pública ou ao meio ambiente; d) concorrendo para danos à propriedade alheia; e) atingindo áreas de unidades de conservação ou áreas sujeitas, por ato do Poder Público, a regime especial de uso; f) atingindo áreas urbanas ou quaisquer assentamentos humanos; g) em período de defesa à fauna; h) em domingos ou feriados; i) à noite; j) em épocas de seca e inundações; l) no interior do espaço territorial especialmente protegido; m) com o emprego de métodos cruéis para abate ou captura de animais; n) mediante fraude ou abuso de confiança; o) mediante abuso do direito de licença, permissão ou autorização ambiental; p) no interesse de pessoa jurídica mantida, total ou parcialmente, por verbas públicas ou beneficiada por incentivos fiscais; q) atingindo espécies ameaçadas, listadas em relatórios oficiais das autoridades competentes; r) facilitada por funcionário público no exercício de suas funções.

Fonte: Elaborada pela autora a partir de BRASIL (1998).

³ Considerando salário mínimo de janeiro de 2019.

O mesmo decreto define que a multa pode ser triplicada nos casos nos quais o infrator cometer a mesma infração em período inferior a cinco anos e pode ser duplicada se cometer infração distinta. Mesmo com essas medidas, grande parte das infrações autuadas não suprimem a quantidade de infrações contra o meio ambiente sugerindo que o desmatamento ilegal compensa. Conforme afirma SCHMITT (2015, p.170), “há uma grande possibilidade de ganhos com o desmatamento ilegal perante ao baixo risco de punição proporcionada pelo órgão ambiental”. O autor avalia as diferentes formas de punição (multa, autuações, embargos) para chegar à esta conclusão e apresenta alguns números importantes:

- o sistema de monitoramento detecta apenas 45% do desmatamento que ocorre na região amazônica;
- a capacidade de autuação é de apenas 24% dos alertas detectados;
- o processo administrativo de infrações ambientais é lento (em média 2,9 anos para julgar em primeira instância);
- apenas 10,1% das multas efetuadas são pagas e estas correspondem a 0,2% do montante aplicado, pois representam as multas de menor valor.

A Lei detalha ainda como serão tratados os materiais apreendidos nas autuações (máquinas, produtos e animais), como devem ser penalizados os crimes considerados leves e dispõe sobre a avaliação da recuperação do dano ambiental. A sentença penal deve contar com um laudo de prejuízo e na qual deve ser fixado o valor mínimo para reparação do dano.

O capítulo V da Lei, define em cinco sessões os conceitos de crimes ambientais: I - Crime contra a fauna; II - Crimes contra a flora; III - Poluição e outros crimes ambientais; IV - Crimes contra o ordenamento urbano e o patrimônio cultural e V - Crimes contra a administração ambiental. Os crimes ambientais relevantes para o objetivo do trabalho são detalhados na Tabela 2.

Tabela 2 – Crimes contra a flora.

ART.	DETALHAMENTO	PENA
38	Destruir ou danificar floresta considerada de preservação permanente, mesmo que em formação, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção. Considerações adicionais: - pena reduzida à metade: se o crime for culposos.	Multa; Detenção: 1 a 3 anos; Multa e Detenção.
38A	Destruir ou danificar vegetação primária ou secundária, em estágio avançado ou médio de regeneração, do Bioma Mata Atlântica, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção. (Incluído pela Lei nº 11.428, de 2006). Considerações adicionais: - pena reduzida à metade se o crime for culposos.	Multa; Detenção: 1 a 3 anos; Multa e Detenção.
39	Cortar árvores em floresta considerada de preservação permanente, sem permissão da autoridade competente.	Multa; Detenção: 1 a 3 anos; Multa e Detenção.
40	Causar dano direto ou indireto às Unidades de Conservação (UC's) e às áreas de que trata o art. 27 do Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990, independentemente de sua localização. Considerações adicionais: - Unidades de Conservação de Proteção Integral são as Estações Ecológicas, as Reservas Biológicas, os Parques Nacionais, os Monumentos Naturais e os Refúgios de Vida Silvestre. (Redação dada pela Lei nº 9.985, de 2000). - Unidades de Conservação de Uso Sustentável são as Áreas de Proteção Ambiental, as Áreas de Relevante Interesse Ecológico, as Florestas Nacionais, as Reservas Extrativistas, as Reservas de Fauna, as Reservas de Desenvolvimento Sustentável e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural. (Incluído pela Lei nº 9.985, de 2000). - circunstância agravante: ocorrência de dano afetando espécies em extinção no interior das UC's. - pena reduzida à metade: se o crime for culposos.	Reclusão: 1 a 5 anos.
41	Provocar incêndio em mata ou floresta. Consideração adicionais: - pena reduzida de 6 meses a 1 ano de detenção e multa: se crime for culposos.	Multa e Reclusão: 2 a 4 anos.
42	Fabricar, vender, transportar ou soltar balões que possam provocar incêndios nas florestas e demais formas de vegetação, em áreas urbanas ou qualquer tipo de assentamento humano.	Multa; Detenção: 1 a 3 anos; Multa e Detenção.
44	Extraír de florestas de domínio público ou consideradas de preservação permanente, sem prévia autorização, pedra, areia, cal ou qualquer espécie de minerais.	Multa e Detenção: 0,5 a 1 ano.
45	Cortar ou transformar em carvão madeira de lei, assim classificada por ato do Poder Público, para fins industriais, energéticos ou para qualquer outra exploração, econômica ou não, em desacordo com as determinações legais.	Multa e Detenção: 2 a 4 anos.
46	Receber ou adquirir, para fins comerciais ou industriais, madeira, lenha, carvão e outros produtos de origem vegetal, sem exigir a exibição de licença do vendedor, outorgada pela autoridade competente, e sem munir-se da via que deverá acompanhar o produto até final beneficiamento. Consideração adicionais: - recaem sobre este artigo: quem vende, expões à venda, tem em depósito, transporta ou guarda madeira, lenha, carvão, e outros produtos de origem vegetal, sem licença válida para todo o tempo da viagem ou do armazenamento, outorgada pela autoridade competente.	Multa e Detenção: 0,5 a 1 ano.
48	Impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação.	Multa e Detenção: 0,5 a 1 ano.
49	Destruir, danificar, lesar ou maltratar, por qualquer modo ou meio, plantas de ornamentação de logradouros públicos ou em propriedade privada alheia. Consideração adicionais: - pena reduzida de 1 a 6 meses de detenção e multa: se crime for culposos.	Multa; Detenção: 0,25 a 1 ano; Multa e Detenção.
50	Desmatar, explorar economicamente ou degradar floresta, plantada ou nativa, em terras de domínio público ou devolutas, sem autorização do órgão competente. (Incluído pela Lei nº 11.284, de 2006) Consideração adicionais: - não é considerado crime se conduta praticada for diretamente ligada à subsistência pessoal e da família. - se área explorada for superior a 1.000 ha, a pena será aumentada 1 ano para cada milhar.	Multa e Reclusão: 2 a 4 anos.
51	Comercializar motosserra ou utilizá-la em florestas e nas demais formas de vegetação, sem licença ou registro da autoridade competente.	Multa e Detenção: 0,25 a 1 ano.
52	Penetrar em Unidades de Conservação conduzindo substâncias ou instrumentos próprios para caça ou para exploração de produtos ou subprodutos florestais, sem licença da autoridade competente.	Multa e Detenção: 0,5 a 1 ano.
53	Nos crimes previstos nesta Seção, a pena é aumentada de um sexto a um terço se: II - do fato resulta a diminuição de águas naturais, a erosão do solo ou a modificação do regime climático; II - o crime é cometido: a) no período de queda das sementes; b) no período de formação de vegetações; c) contra espécies raras ou ameaçadas de extinção, ainda que a ameaça ocorra somente no local da infração; d) em época de seca ou inundação; e) durante a noite, em domingo ou feriado.	Aumento de 0,25 a 0,5 ano.

Fonte: Elaborada pela autora a partir de BRASIL (1998).

3.2.2 Lei de Proteção de Vegetação Nativa (nº 12.651)

O aspecto relevante dessa lei para os objetivos do trabalho é a declaração de que as florestas e demais formas de vegetação representam “bens de interesse comum a todos o habitantes do País” (BRASIL, 2012). Além disso, a lei esclarece o que é considerado cada tipo de vegetação bem como define as áreas de elevado interesse ambiental.

Definição 1 *Amazônia Legal (AMZ)*

Região formada pelos Estados do Acre, Pará, Amazonas, Roraima, Rondônia, Amapá e Mato Grosso e pelas regiões situadas no norte do paralelo 13º S dos Estados de Tocantins e Goiás⁴, e ao oeste do meridiano de 44º W, do Estado do Maranhão.

Definição 2 *Área de Preservação Permanente (APP)*

Área coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. As áreas de proteção permanente são estabelecidas seguindo alguns critérios, conforme Tabela 3:

⁴ Pela Lei nº 12.651/2012, o estado de Goiás está inserido na Amazônia Legal. No entanto, segundo a demarcação utilizada pelo IBGE, INPE e Lei complementar 124 de 2007 (BRASIL, 2007b), o estado não é considerado integrante da região.

Tabela 3 – Definições de área de preservação ambiental segundo a Lei de Proteção de Vegetação Nativa

REGRA	DESCRIÇÃO DA REGRA
I	Faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de: a) 30 metros, curso d'água com largura inferior a 10 metros; b) 50 metros, curso d'água com largura entre 10 e 50 metros; c) 100 metros, curso d'água com largura entre 50 e 200 metros; d) 200 metros, curso d'água com largura entre 200 e 600 metros; e) 500 metros, curso d'água com largura superior a 600 metros;
II	Áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de: a) 100 metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 metros; b) 30 metros, em zonas urbanas.
III	Áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento.
IV	Áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação tipográfica, no raio mínimo de 50 metros.
V	As encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% da linha de maior declive.
VI	As restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues.
VII	Os manguezais, em toda sua extensão.
VIII	As bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 metros de projeções horizontais.
IX	No topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação.
X	As áreas com altitude superior a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação.
XI	Em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado.

Fonte: Elaborada pela autora a partir de BRASIL (2012).

Além dessas definições, a lei 12.651 também considera áreas de preservação ambiental aquelas destinadas a:

- conter a erosão do solo e mitigar riscos de enchentes e deslizamentos de terra e rocha;
- proteger as restingas ou veredas;
- proteger várzeas;
- abrigar exemplares da fauna ou da flora ameaçados de extinção;
- formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;
- assegurar condições de bem-estar público;

- auxiliar a defesa do território nacional, a critério das autoridades militares;
- proteger áreas úmidas, especialmente as de importância internacional.

Definição 3 *Reserva Legal (RL)*

A Reserva Legal representa uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, 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.

O artigo 12 determina que todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, observando os seguintes percentuais:

I - localizado na Amazônia Legal:

- a) 80%, no imóvel situado em área de floresta;
- b) 35%, no imóvel situado em área de cerrado;
- c) 20%, no imóvel situado em área de campos gerais;

II - localizado nas demais regiões do País: 20%.

Os percentuais estão sujeitos a alterações nos casos em que o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) estadual indicar, podendo ter aumento ou diminuição em até 50%.

A localização da Reserva Legal das propriedades deve considerar:

- I - o plano da bacia hidrográfica;
- II - o Zoneamento Ecológico-Econômico;
- III - a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal, com área de Preservação Permanente, com Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida;
- IV - as áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade; e
- V - as áreas de maior fragilidade ambiental.

Adicionalmente, a Lei torna obrigatória a inscrição de imóveis rurais no Cadastro Ambiental Rural (CAR), que deve conter documentação do proprietário, das coordenadas geográficas do imóvel e do cadastramento da reserva legal, e determina o que são áreas de uso restrito (áreas de pantanal, planícies pantaneiras e áreas com inclinação entre 25° e 45°) e quais os usos permitidos para as mesmas.

Após explanação das leis que permeiam o risco ambiental, se torna claro que a legislação ambiental do Brasil é bastante complexa. Isso se deve ao fato de ser regulada e criada por diferentes órgãos bem como por ter sido construída em épocas diversas e, em alguns casos, com interesses distintos. Outro fato que contribui para a complexidade do entendimento das políticas ambientais no país é que as leis, decretos e resoluções encontram-se espalhadas nos diferentes órgãos, inexistindo uma concentração de todos os documentos em um único lugar ou mesmo inclusão de todas essas leis, decretos e resoluções em uma única política. Ou seja, para compreender a legislação ambiental do país como um todo, faz-se necessário entender a legislação nacional, estadual e municipal de cada região, tornando essa avaliação praticamente uma atividade hercúlea.

SÁNCHEZ (2013, p.78) reforça a complexidade da legislação brasileira, indicando que a criação de políticas em diferentes momentos “transforma a atual política ambiental brasileira em um mosaico”.

A Tabela 4, criada apartir do site oficial do IBAMA, ilustra parte dessa complexidade.

Tabela 4 – Bases legais relativas à Política Ambiental

BASE LEGAL	DESCRIÇÃO
Constituição da República Federativa do Brasil, art. 225	O § 3º do art. 225 dispõe que as condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores a sanções penais e administrativas.
Lei nº 6.938/1981	A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhorias e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida e um dos seus princípios é a fiscalização do uso dos recursos naturais.
Lei nº 9.605/1998	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.
Lei nº 9.784/1999	Regula o processo administrativo no âmbito da Administração Pública Federal.
Lei nº 9.966/2000	Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências.
Lei nº 13.123/2015	Dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade.
Decreto nº 6.514/2008	Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.
Decreto nº 4.136/2002	Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às infrações às regras de prevenção, controle e fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional.
Decreto nº 8.772/2016	Regulamenta a Lei nº 13.123, de 20 de maio de 2015, que dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade.
Instrução Normativa Ibama nº 10/2012	Regula os procedimentos para apuração de infrações administrativas por condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, a imposição das sanções, a defesa, o sistema recursal e a cobrança de multas no âmbito do Ibama.
Instrução Normativa Ibama nº 19/2014	Estabelece diretrizes e procedimentos, no âmbito do Ibama, para a apreensão e a destinação, bem como o registro e o controle, de animais, produtos e subprodutos da fauna e flora, instrumentos, petrechos, equipamentos, embarcações ou veículos de qualquer natureza apreendidos em razão da constatação de prática de infração administrativa ambiental.
Resoluções Conama	Deliberações do Conselho Nacional do meio Ambiente (Conama) vinculadas a diretrizes e normas técnicas, critérios e padrões relativos à proteção ambiental e ao uso sustentável dos recursos ambientais.

Fonte: Elaborada pela autora a partir de <www.ibama.gov.br/legislacao>.

3.2.3 Restrição ao crédito

Além da infinidade de leis, decretos e resoluções e apesar das políticas ambientais regularem este tipo de questão no país, uma outra medida de mitigação de determinadas atividades se dá através da restrição ao crédito das mesmas. As políticas relacionadas ao setor financeiro são emitidas pelo BACEN que em 2014 criou a obrigatoriedade das instituições financeiras criarem políticas de responsabilidade socioambiental claras, por

meio da resolução nº 4.327, com o entendimento de que financiar tais tipos de atividades é incentivar a prática ilegal. Essa resolução descreve os princípios a serem observados pelas instituições financeiras, a governança acerca do assunto e o gerenciamento do risco socioambiental definindo perda socioambiental como a “possibilidade de ocorrência de perdas das instituições financeiras decorrentes de danos socioambientais” (BACEN, 2014).

Apesar de a responsabilidade socioambiental estar relacionada com qualquer tipo de crédito concedido pela IF, alguns produtos podem carregar mais risco do que outros, como é o caso do crédito rural, que muitas vezes depende de terras que são bens naturais mais fortemente impactados pelo risco socioambiental. Mesmo se a IF não possuir interesse ou penetração na comercialização de crédito rural, o governo brasileiro exige que 30% dos depósitos à vista sejam destinados à esta finalidade, conforme artigo 2 da seção 6 do Manual de Crédito Rural (MCR⁵) (BACEN, 2018a). Dessa forma, as IFs que não possuem carteiras rurais “repassam” dinheiro àquelas que comercializam esses produtos, atendendo à regulação e disponibilizando mais recursos no mercado para a produção rural. Por outro lado, o governo disponibiliza algumas linhas mais baratas de financiamento, ou seja, linhas com juros subsidiados, e para tais tipos de recursos, possui exigência mais rigorosa de documentação e de monitoramento.

As resoluções nº 4.427/15 e nº 4.496/16, tornam obrigatória a coleta de coordenadas geodésicas do perímetro ou limite da propriedade a ser beneficiada e permitem o uso de sensoriamento remoto para a fiscalização de operações de crédito rural com montante superior a R\$ 20.000. Em agosto de 2018, o BACEN emitiu uma nova resolução, nº 4.685/18, alterando o valor mínimo para o envio de coordenadas geodésicas que passou a vigorar em janeiro de 2019 para financiamentos acima de R\$ 10.000 (BACEN, 2018b). Essas resoluções afetam o tema deste trabalho de forma particular, pois permitem a utilização de imagens de sensoriamento remoto como forma legal de monitoramento.

Um fato ocorrido no Brasil que potencializou a preocupação das IFs com relação à responsabilidade socioambiental, foi uma multa recebida pelo Banco Santander em 2016, no valor R\$ 47,5 milhões, na qual o IBAMA considerou que o banco financiava “o plantio de grãos em áreas da Amazônia que já estavam embargadas por se tratarem de áreas de proteção ambiental” (O ESTADÃO, 2016). A notícia foi veiculada em diversos meios de comunicação⁶, gerando marketing negativo para a IF.

A partir dessa ação do Governo Federal as IFs passaram a dar maior atenção ao tema e algumas passaram a bloquear clientes autuados pelos órgãos de fiscalização ambiental, IBAMA e ICMBio, considerando-os parte de listas impeditivas de crédito.

⁵ Todas as definições e regras estipuladas pelo BACEN para regulamentação do crédito rural encontram-se neste documento que é constantemente atualizado.

⁶ Exemplos: (VALOR ECONÔMICO, 2016), (ÉPOCA NEGÓCIOS, 2016), (UOL, 2016).

4 Conceituação de Risco Socioambiental

A compreensão da abrangência do termo risco socioambiental envolve o entendimento de cada um dos termos separadamente: risco e socioambiental. Por sua vez, o termo socioambiental também poderia ser avaliado separadamente (social e ambiental), no entanto, nota-se que em diversos contextos os termos social e ambiental se misturam, uma vez que o significado do termo ambiental muitas vezes envolve aspectos sociais. Conforme FERREIRA (2006, p.18), “os fatores ambientais e socioeconômicos estão intimamente ligados, numa complexa relação de causa-efeito”.

As definições da palavra ambiente no Michaelis Dicionário de Língua Portuguesa¹ corroboram com essa ideia, conforme definições abaixo:

- 1 - conjunto das condições física, biológicas e químicas que rodeiam os seres vivos e as coisas;
- 2 - conjunto das circunstâncias psicológicas, socioculturais e que cercam uma pessoa e podem influenciar seu comportamento;
- 3 - circunstâncias, positivas ou negativas, que envolvem as pessoas; atmosfera;
- 4 - local ou espaço que se ocupa ou em que se vive.

(MICHAELIS, 2017)

Segundo SÁNCHEZ (2013, p.19), “os estudos de impacto ambiental não são, na prática, limitados às repercussões físicas e ecológicas dos projetos em desenvolvimento, mas incluem também suas consequências nos planos econômico, social e cultural”. Por exemplo, um grande projeto de infraestrutura pode afetar a aspectos ambientais, como a reprodução de determinadas espécies, impactando a biodiversidade e o equilíbrio ecológico da região. Por outro lado, causando ou não impacto ambiental, podem causar impacto social e/ou cultural, como por exemplo requerendo o reassentamento de famílias que moram na região.

O autor defende que a avaliação de risco ambiental requer equipe multidisciplinar, conferindo determinação mais realista dos riscos envolvidos em grandes projetos. O autor divide os assuntos a serem tratados nesse tipo de avaliação em três categorias: meio físico, meio biótico e meio antrópico, que é subdividido em 2 classes: esfera da terra e componentes ou elementos do meio, conforme Figura 3.

¹ Disponível em <<https://bit.ly/2KSIkDN>>.

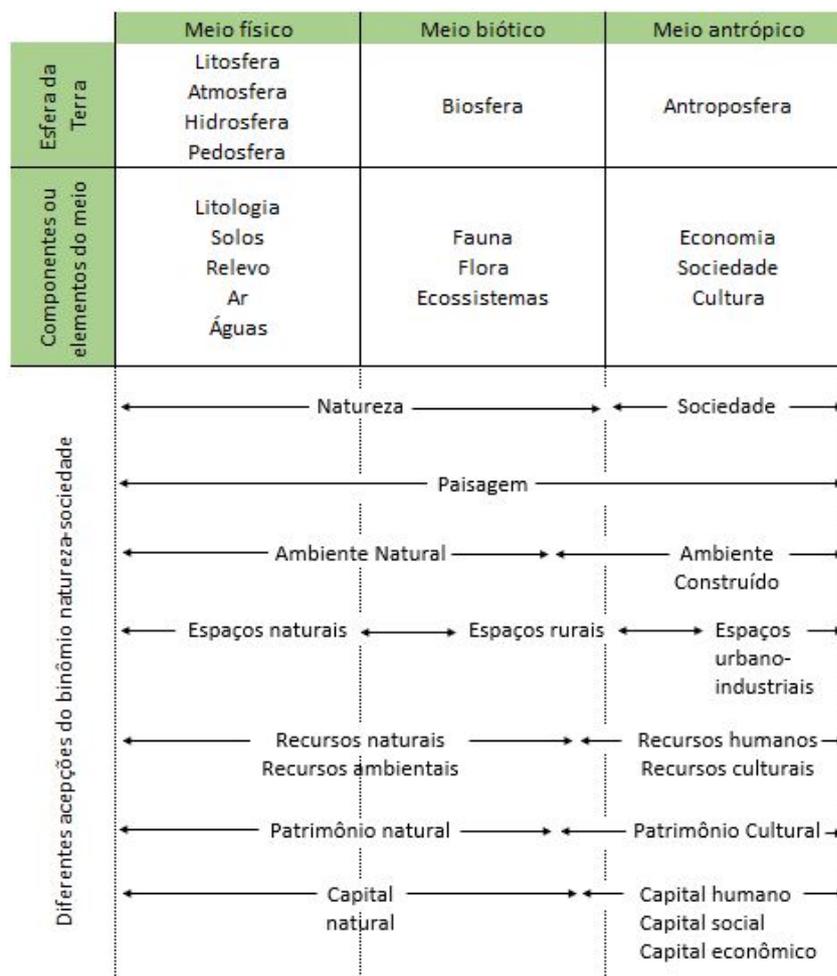


Figura 3 – Abrangência do conceito de ambiente em diferentes esferas.

Fonte: SÁNCHEZ (2013, p.21).

Dessa forma, pode-se interpretar que o ambiente é considerado tanto o recurso natural como o meio de vida dos indivíduos.

Já com relação ao termo risco, as definições do Michaelis Dicionário de Língua Portuguesa² são:

- 1 - possibilidade de perigo, que ameaça as pessoas ou o meio ambiente;
- 2 - probabilidade de prejuízo ou de insucesso em determinado empreendimento, projeto, coisa etc. em razão de acontecimento incerto, que independe da vontade dos envolvidos;
- 3 - incidente que acarreta indenização, em contratos de seguro;
- 4 - em situação de risco, responsabilidade sobre a perda ou o dano.

(MICHAELIS, 2017)

² Disponível em <<https://bit.ly/2HaTJhp>>.

O termo risco (ou impacto) representa a chance ou probabilidade de algo acontecer, usualmente associado com algo negativo. No entanto, pode ser empregado também para representar algo positivo. Por exemplo, o desmatamento possui impactos negativos ao meio ambiente, mas pode ter impacto positivo para a sociedade, por gerar empregos ou diminuir o preço de determinados produtos de consumo na região afetada.

Segundo DAGNINO; CAPRI-JUNIOR (2007), o risco pode ser classificado em quatro tipos: naturais, tecnológicos, sociais e ambientais, sendo que o último engloba todos os demais, uma vez que está relacionado com tudo o que ocorre no entorno, ou seja, está relacionado com o ambiente natural e com o ambiente construído pelo homem (riscos sociais e tecnológicos), concordando com os diversos significados do termo ambiente descritos anteriormente.

Quando os dois termos, risco e socioambiental, são unidos, claramente temos uma ideia de algo negativo e que causa impacto ao meio ambiente e à sociedade, de onde advém a ideia de impacto ambiental, que pode ser descrito como:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.” (IBGE, 2004, p.181).

Mas qual a melhor forma de medir o risco socioambiental?

Pesquisadores sugerem que a avaliação do impacto ambiental não é a comparação entre o momento antes do impacto e o momento no qual houve a alteração do ambiente e sim, a comparação entre o momento que houve a alteração com o cenário de como estaria o ambiente neste mesmo momento caso o impacto não tivesse ocorrido. Exemplificando, se uma área que estiver em processo de regeneração for desmatada, após algum tempo esta não deve ser comparada com aquele momento em que estava se regenerando e sim com a situação que ela teria assumido neste momento, caso não tivesse sido desmatada.

Conforme demonstrado no Capítulo 3 a legislação ambiental no Brasil é bastante complexa, envolvendo fatores ambientais, culturais e sociais. Dessa forma, dentro do contexto do estudo, risco socioambiental será considerado aquele que englobar os principais crimes contra o meio ambiente catalogados e monitorados pelos órgãos fiscalizadores (IBAMA e ICMBio), que representem um percentual elevado dos crimes autuados em data mais recente possível.

Para realizar esta análise foram utilizados dados públicos, atualizados constante-

mente pelo IBAMA³ e ICMBio⁴, considerando data mais recente possível, isto é, julho de 2019. Para analisar esses dados, os crimes foram segmentados em 6 categorias, de modo que comportassem os crimes autuados pelos dois órgãos.

Essas informações foram utilizadas para esta avaliação, pois algumas IFs adotam políticas para mitigação de riscos socioambientais utilizando os dados disponibilizados por estes órgãos para restringir crédito aos clientes que apresentam embargos (autuações) ativos.

4.1 Análise autuações IBAMA

O IBAMA disponibiliza dois tipos de arquivos: tabela de embargos ativos (formato .xls) e arquivo de geometria dos embargos (formato .KML). A atualização desses dados ocorre constantemente, mas sem definição clara de periodicidade. O que se percebe é que a tabela de embargos ativos possui maior atualização do que o arquivo de geometrias, possivelmente pela maior facilidade de obtenção desses dados, podendo ocorrer várias vezes ao longo do mês. Outro aspecto importante é que os autuados vão sendo retirados de ambos arquivos (tabela e geometria) à medida que vão solucionando seus crimes com a justiça, dificultando a análise histórica dos crimes resolvidos. Para tornar esta análise possível, faz-se necessário que o pesquisador realize o *download* dos arquivos periodicamente ou que consiga obtê-los com o órgão.

As análises foram realizadas utilizando a tabela de dados, uma vez que a geometria só é disponibilizada para crimes que possuem uma área envolvida. Ou seja, para contabilizar os crimes com maior ocorrência, faz-se necessário avaliar os crimes na sua totalidade e não apenas os que possuem área envolvida.

A tabela de embargos ativos possui 63.975 registros em julho de 2019, e conta com as informações da Tabela 5.

³ Disponível em: <<https://bit.ly/2go3nQZ>>.

⁴ Disponível em: <www.icmbio.gov.br/portal/infracoesambientais/areas-embargadas>.

Tabela 5 – Layout dos dados de embargos do IBAMA.

CAMPO	DESCRIÇÃO
Nº TAD	Número do termo de ajustamento de conduta.
SERIE TAD	Serie do termo do ajustamento de conduta.
Area (ha)	Área do embargo (em hectares), se houver área envolvida.
Nº AI	Número do auto de infração.
Nome ou Razao Social	Nome ou razão social do autuado.
CPF ou CNPJ	Documento de identificação do autuado.
Localizacao do imovel	Localização do imóvel autuado.
UF Embargo	Estado do embargo.
Município Embargo	Município do embargo.
Codigo IBGE Município Embargo	Código do IBGE município embargo.
Município	Município do autuado.
Bairro	Bairro do autuado.
Endereco	Endereço do autuado.
Julgamento	Data do julgamento, caso já tenha sido julgado.
Infraçao	Descrição da autuação.
Data Insercao na lista	Data na qual o embargo foi incluído na lista de embargos.

Fonte: Adaptado de IBAMA.

O campo “Infração” é uma informação descritiva, ou seja, um texto que descreve o tipo de infração cometida, que em grande parte dos casos é igual ou similar às infrações descritas na lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605/1998). Nos demais casos são descrições de difícil compreensão, como por exemplo, “Infração não classificada migrada do SIGS ⁵”.

O fato de a descrição ser similar e não igual, indica que existe uma falta de padronização no dados fornecidos pelo IBAMA que torna difícil a avaliação da frequência dos crimes mais autuados. Por exemplo, um mesmo crime pode aparecer descrito com pequenas alterações, como é o caso de letras maiúsculas e minúsculas, acentuação, inversão de palavras, etc. Isso faz com que a quantidade de crimes descritos no campo “Infração” se torne bastante elevada, totalizando 403 diferentes descrições. Para viabilizar a análise dos crimes com maior frequência, as infrações foram classificadas em categorias de embargos, conforme Tabela 6:

⁵ A sigla SIGS significa Sistemas de Informações Geográficas e não possui maiores esclarecimentos nas informações divulgadas pelo órgão.

Tabela 6 – Quantidade de embargos ativos do IBAMA categorizados.

Categoria do embargo	Quantidade	%	% Válido
Sem classificação	24.631	38,5	
Desmatamento	19.748	30,9	50,2
Atividade ilegal	10.874	17,0	27,6
Poluição	4.808	7,5	12,2
Descumprimento	2.103	3,3	5,3
Exploração	1.811	2,8	4,6
TOTAL	63.975	100	100

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuações do IBAMA.

A categoria “Sem classificação”, que totaliza 38,5% dos embargos ativos do IBAMA, representa autuações que não possuem descrição ou possuem uma descrição pouco explicativa, como por exemplo, “Infração do CTF (Não Classificada-Móvel)⁶”, que impossibilita sua classificação. Dessa forma, o percentual considerado válido para análise da frequência dos crimes inclui apenas os crimes que possuem descrição clara, indicando que o crime “Desmatamento” representa metade de todas as autuações, isto é, 50,2%. Os crimes categorizados encontram-se disponíveis para *download* em plataforma de compartilhamento de dados⁷.

À partir do campo “Data de Inserção na Lista” é possível calcular a distribuição das categorias de crimes ao longo dos meses, conforme Figura 4 e Tabela 7 que indicam que o percentual dos casos válidos categorizados como “Desmatamento”, consistentemente se mantém como crime de maior frequência com relação aos demais representando aproximadamente de 50% dos crimes ativos. Adicionalmente a Figura 4 traz o percentual de casos inválidos (Categoria de embargo “Sem classificação”), indicando que aproximadamente 90% dos casos não possuem classificação à partir de 2015. Isso provavelmente se deve ao fato de que a justiça demora para julgar os casos, tornando sua descrição pouco explicativa. Por exemplo, 97,5% dos crimes incluídos na base em 2018 permanecem sem classificação e apenas 14,7% dos mesmos foram julgados.

⁶ Os órgãos não divulgam o significado dessa descrição.

⁷ Acesso pelo endereço: <<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.9247856.v1>>.

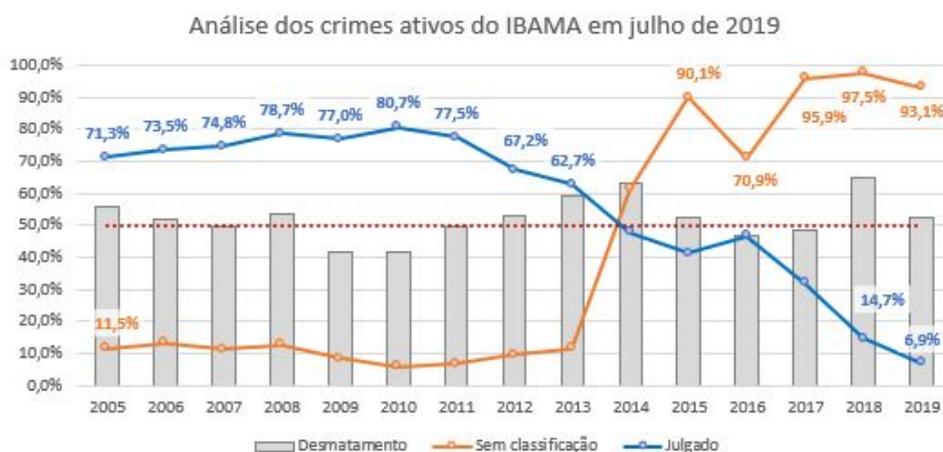


Figura 4 – Avaliação dos crimes ativos no IBAMA.

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 7 – Crimes mais frequentes no IBAMA.

Categoria do embargo	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Média
Desmatamento	56,1	51,6	49,6	53,5	41,7	41,7	49,5	53,1	59,5	63,0	52,5	46,7	48,6	65,0	52,6	50,2
Atividade ilegal	31,4	38,6	41,7	33,0	23,4	22,57	19,0	18,0	18,9	18,1	31,0	44,9	43,5	23,9	40,2	27,6
Poluição	3,9	1,7	1,7	5,4	21,4	22,6	18,6	17,1	14,4	13,8	10,6	1,6	2,2	2,6	1,0	12,2
Descumprimento	1,3	2,2	2,1	4,4	8,1	8,2	7,8	7,8	3,7	2,7	3,1	1,8	2,8	5,1	1,0	5,3
Exploração	7,3	5,9	4,9	3,8	5,4	4,9	5,1	3,9	3,6	2,4	2,7	5,0	2,8	3,4	5,2	4,6
TOTAL	100	100	100	100	100	100	1000	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuações do IBAMA.

O objetivo principal dessa análise é compreender o que pode ser considerado risco ambiental para fins de modelagem. Dessa forma, avaliando as categorias de crimes, verifica-se que apenas “Desmatamento” é passível de modelagem, pois representa uma categoria com grande volume de dados e um motivo coeso. As demais categorias (“Atividade Ilegal”, “Poluição”, “Descumprimento” e “Exploração”) são criadas à partir de motivos variados, conforme detalhamento na tabela disponibilizada no Figshare⁸.

Ao avaliarmos estas mesmas classificações comparando os estados⁹ que compõe a Amazônia Legal (Acre, Pará, Amazonas, Roraima, Rondônia, Amapá, Mato Grosso, Tocantins e Maranhão)¹⁰ com os demais estados do Brasil, verifica-se que o percentual de crimes ativos válidos classificados como “Desmatamento” é ainda maior, totalizando 67,4% dos crimes na região versus 34,7% nas demais¹¹, conforme Tabela 8.

⁸ Acesso pelo endereço: <<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.9247856.v1>>.

⁹ Filtrados a partir do campo “UF Embargo” da tabela do IBAMA.

¹⁰ Foi desconsiderado o estado de Goiás, uma vez que apenas 4 municípios se encontram dentro da Amazônia Legal pela Lei nº 12.651/2012.

¹¹ É importante salientar que a análise considerou os estados na sua totalidade e não apenas o recorte que faz parte da Amazônia Legal.

Tabela 8 – Comparação das autuações do IBAMA nos estados da Amazônia Legal com relação aos demais estados (casos válidos).

Categoria do Embargo	Amazônia Legal (AMZ)		Outros Estados (OUT)		TOTAL Brasil		
	Qtd	%	Qtd	%	% AMZ	% OUT	TOTAL
Desmatamento	12.585	67,4	7.163	34,7	63,7	36,3	100,0
Atividade ilegal	3.129	16,8	7.745	37,5	28,8	71,2	100,0
Poluição	1.698	9,1	3.110	15,0	35,3	64,7	100,0
Descumprimento	740	4,0	1.363	6,6	35,2	64,8	100,0
Exploração	525	2,8	1.286	6,2	29,0	71,0	100,0
TOTAL	18.677	100,0	20.667	100,0			

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuações do IBAMA.

Adicionalmente, avaliando a Tabela 8, verifica-se que do total de embargos de “Desmatamento” válidos no Brasil, 63,7% encontram-se na Amazônia Legal, ou seja, grande parte dos crimes de desmatamento encontram-se na região.

Uma análise adicional poderia ser realizada para os crimes que envolvem área, que representam 35,7% dos crimes autuados, conforme Tabela 9. No entanto, a análise da categoria “Desmatamento” (categorizada a partir do campo “Infração”) faz com que o preenchimento do campo “Área” também disponibilizado pelo IBAMA seja questionado, uma vez que esperava-se alto preenchimento de área para esta categoria de crime. No entanto, observou-se apenas 54,3% dos casos com área preenchida, totalizando 346.022.378 hectares.

Tabela 9 – Percentual de embargos do IBAMA com área cadastrada.

Categoria do embargo	Qtd. autuações com área	Qtd. autuações	% Autuações com área
Sem classificação	10.403	24.631	42,2
Desmatamento	10.723	19.748	54,3
Atividade ilegal	509	10.874	4,7
Poluição	40	4.808	0,8
Descumprimento	622	2.103	29,6
Exploração	512	1.811	28,3
TOTAL	22.809	63.975	35,7

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuações do IBAMA.

4.2 Análise autuações ICMBio

O ICMBio, assim como o IBAMA, disponibiliza uma tabela com as autuações ativas e um arquivo de geometria dos embargos. Esses arquivos também são atualizados periodicamente, incluídos à medida que as autuações vão acontecendo e excluídos conforme as autuações vão sendo resolvidas. O arquivo com os dados contém 6.989 registros (em julho de 2019) sendo que 303 registros duplicados e conta informações diferentes do IBAMA, conforme Tabela 10.

Tabela 10 – Layout dos embargos do ICMBio.

CAMPO	DESCRIÇÃO
ID	Identificador.
Nº do auto de infração	Número do auto de infração.
Série	Área do embargo (em hectares), se houver área envolvida.
CPF/CNPJ	Documento de identificação do autuado.
Autuado	Nome ou razão social do autuado.
Descrição da infração	Descrição da infração.
Art 1 (Dec nº 6.514/08)	Artigo do Decreto 6.514 que indica à qual categoria pertence a infração.
Art 2 (Dec nº 6.514/08)	Artigo do Decreto 6.514 que indica a penalidade.
Tipo de Infração	Tipo de infração conforme Dec nº 6.514/08.
Nome UC	Nome da unidade de conservação.
CNUC	Código da unidade de conservação no CNUC (Cadastro nacional de unidades de conservação).
Município	Município do embargo.
UF	Estado do embargo.
Data do Auto	Data da autuação.
Área	Área envolvida no embargo.
Nº do processo	Número do processo.

Fonte: Adaptado de ICMBio.

O campo “Descrição da Infração”, é similar ao campo “Infração” do IBAMA, com uma dificuldade adicional: em cada descrição são inseridos os detalhes da área de atuação, o que dificulta ainda mais a classificação das infrações. Abaixo segue um exemplo de como o desmatamento de uma região seria descrito pelo IBAMA e pelo ICMBio.

- IBAMA: “Desmatar floresta ou demais formas de vegetação”;
- ICMBio: “Desmatar 6ha de floresta ou demais formas de vegetação”.

No exemplo acima, a quantidade de hectares (ha) desmatado descrita pelo ICMBio no campo “Infração”, torna cada descrição no arquivo de dados uma descrição diferente do ponto de vista de escrita, o que conseqüentemente dificulta a criação de categorias de crimes ambientais, tornando-a mais complexa operacionalmente.

Por outro lado, há campos que facilitam a compreensão de quais artigos da lei foram infringidos em cada autuação, que foram utilizados para facilitar a categorização dos

crimes nas mesmas categorias utilizadas na análise dos embargos do IBAMA. Os crimes categorizados encontram-se disponíveis para *download* em plataforma de compartilhamento de dados¹².

A Tabela 11 indica que a base de dados do ICMBio possui menos casos sem uma descrição clara, totalizando apenas 0,9%. Do percentual válido de casos, 40,2% são crimes de “Desmatamento”, representado o maior tipo de crime também para o ICMBio. No entanto, nota-se que a diferença entre a distribuição dos crimes de “Desmatamento” e “Atividade ilegal” é consideravelmente menor quando comparada às autuações do IBAMA.

Tabela 11 – Embargos ativos do ICMBio categorizados.

Categoria do embargo	Quantidade	%	% Válido
Sem classificação	59	0,9	
Desmatamento	2.662	39,8	40,2
Atividade ilegal	2.360	35,3	35,6
Poluição	327	4,9	4,9
Descumprimento	971	14,5	14,7
Exploração	307	4,6	4,6
TOTAL	6.686	100	100

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuação do ICMBio.

Ao avaliar o percentual do crime “Desmatamento” ao longo dos anos na Tabela 12, verifica-se que, diferentemente do IBAMA, nem sempre representa o crime mais frequente, apesar de ter um percentual elevado.

Tabela 12 – Crimes mais frequentes no ICMBio.

Categoria do embargo	Sem data	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Média
Desmatamento	50,0	100,0	42,0	39,4	37,3	34,3	42,3	32,5	35,4	36,6	48,4	49,2	56,6	40,2
Atividade ilegal	7,1	0,0	34,5	41,2	39,3	45,1	34,7	47,5	38,3	33,6	29,9	19,7	15,2	35,6
Poluição	0,0	0,0	5,1	5,5	3,4	4,9	4,9	2,7	4,9	4,6	6,1	7,1	5,1	4,9
Descumprimento	42,9	0,0	6,5	8,9	16,6	12,1	13,1	13,6	17,5	21,2	13,0	17,4	21,2	14,7
Exploração	0,0	0,0	11,8	4,9	3,3	3,6	4,9	3,8	4,0	4,0	2,7	6,5	2,0	4,6
TOTAL	100	100	100	100	100	100	1000	100						

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuação do ICMBio.

A segmentação dos crimes nos estados que compõe a Amazônia Legal, indicam que o crime de “Desmatamento” representa 63,3% dos crimes cometidos dentro dos estados da Amazônia legal versus 30,1% nos demais estados, conforme Tabela 13.

¹² Acesso pelo endereço: <<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.9247856.v1>>.

Tabela 13 – Comparação das autuações do ICMBio nos estados da Amazônia Legal com relação aos demais estados (casos válidos).

Categoria do Embargo	Amazônia Legal (AMZ)		Outros Estados (OUT)		TOTAL Brasil		
	Qtd	%	Qtd	%	% AMZ	% OUT	TOTAL
Desmatamento	1.275	63,3	1.387	30,1	47,9	52,1	100,0
Atividade ilegal	271	13,4	2.089	45,3	11,5	88,5	100,0
Poluição	33	1,6	294	6,4	10,1	89,9	100,0
Descumprimento	259	12,9	712	15,4	26,7	73,3	100,0
Exploração	177	8,8	130	2,8	57,7	42,3	100,0
TOTAL	2.015	100,0	4.612	100,0			

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuações do ICMBio.

Diferentemente do IBAMA, existe um equilíbrio na distribuição do crime de desmatamento, isto é, aproximadamente metade das autuações de desmatamento ocorrem nas Unidades de Conservação dos estados da Amazônia Legal (47,9 %) e a outra metade nas Unidades de Conservação dos demais estados (52,1 %).

Assim como analisado para as autuações do IBAMA, a quantidade de autuações com área cadastrada representa 69,9% das autuações do ICMBio, indicando o melhor preenchimento da informação, conforme Tabela 14. No entanto, o campo “Área” do ICMBio se trata de um campo texto sem padrão de preenchimento, ou seja, a área é preenchida com unidades de medidas variadas (hectares, metros, metros quadrados, etc), dificultando a avaliação e requerendo uma análise caso a caso para corrigir a informação previamente à análise. Para as autuações do ICMBio, o crime desmatamento possui 84,7% dos casos com área preenchida totalizando 537.834 hectares.

Tabela 14 – Percentual de embargos do ICMBio com área cadastrada.

Categoria do embargo	Qtd. autuações com área	Qtd. autuações	% Autuações com área
Sem classificação	39	59	66,1
Desmatamento	2.255	2.662	84,7
Atividade ilegal	1.300	2.360	55,1
Poluição	151	327	46,2
Descumprimento	701	971	74,2
Exploração	228	307	74,3
TOTAL	4.674	6.686	69,9

Fonte: Elaborada pela autora a partir das autuações do ICMBio.

Após análise das infrações autuadas pelos órgãos responsáveis (IBAMA e ICMBio), entende-se como risco socioambiental, para fins do presente estudo, o risco de desmatamento,

por ser este um dos itens mais relevantes do ponto de vista de crimes ambientais e do ponto de vista de possibilidade de estimação.

Além da grande frequência, o desmatamento possui característica socioambiental uma vez que provoca impactos sociais e ambientais como, por exemplo, migração de população, poluição de lençóis freáticos, aumento de emissão de carbono e conseqüentemente do efeito estufa, alteração dos regimes de chuvas que aumenta o risco de desertificação, dentre outros (GOUVELLO et al., 2010).

No Brasil, o desmatamento está fortemente relacionado ao agronegócio, uma vez que dependem de pasto e terras limpas (pecuária e agricultura), e à especulação fundiária que, conforme SAWYER (2014), “a pecuária é o *modus operandi* da especulação fundiária, estimulada pela valorização rápida de terra comprada a preços muito reduzidos”. Dessa forma, o desmatamento representa a abertura de terras para possibilitar as atividades do agronegócio e conseqüentemente influenciar a especulação fundiária.

Parte III

Materiais e método

5 Fontes de Dados

Conforme descrito no Capítulo 4, risco socioambiental para fins do contexto do presente trabalho é representado pelo risco de desmatamento. Este fato sugere que a metodologia envolve o cálculo de probabilidades com a finalidade de estimar áreas de desmatamento, tornando, conseqüentemente, “dados” a principal matéria prima deste trabalho.

Para avaliação da evolução do desmatamento na Amazônia Legal, existem muitos dados disponíveis (calculados e cedidos por órgãos nacionais e internacionais), mas pouca informação à respeito da qualidade dos mesmos. Isto significa que ao utilizar uma fonte, podemos escolher dados com baixa qualidade e, conseqüentemente, inserir erros não mensuráveis nos resultados finais gerados por estes dados, ou seja, pode ser uma escolha subjetiva pouco sensível. Dessa forma, para escolher quais dados possibilitam a avaliação da evolução do desmatamento na Amazônia Legal para atendimento do objetivo principal deste trabalho, foram exploradas diferentes fontes:

- PRODES: projeto de monitoramento da Amazônia Legal por satélite, mantido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), divulga anualmente a taxa de desmatamento oficial brasileira;
- TERRACLASS: projeto de mapeamento de uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal, por meio de uma parceria entre a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e o INPE, que mapeia o uso do solo das áreas desflorestadas mapeadas pelo PRODES;
- MapBiomas: plataforma colaborativa de mapeamento anual da cobertura do solo no Brasil, mantido por parceria entre diversas instituições, com o objetivo de mapear o uso e cobertura do solo brasileiro através da cooperação entre diferentes especialistas.

As avaliações detalhadas dessas três fontes são descritas nas Seções 5.1, 5.2, 5.3 e comparadas na Seção 5.4. Para cada fonte foi traçada uma contextualização inicial e avaliados alguns itens: documentação, facilidade de obtenção e manipulação dos dados, resolução espacial, histórico de informação, complexidade dos conceitos que geram os dados e se são adequados à finalidade desejada.

A análise das fontes seguiu uma mesma lógica e considerou os dados dos anos de 2012 e 2014, pois estes são os dois últimos anos disponibilizados pelo TERRACLASS e, além disso, são anos que possuem diferentes resoluções espaciais nos dados do PRODES,

permitindo a avaliação do que ocorre quando temos esse tipo de situação. Os passos utilizados para avaliar cada uma das fontes foram:

1. Obtenção dos dados;
2. Recorte para uma pequena área de avaliação;
3. Reclassificação em categorias similares;
4. Validação dos resultados obtidos no passo 3 com os dados divulgados pelos órgãos;
5. Cálculo e avaliação da matriz de transição;

Nesta etapa foi utilizado o software R¹ utilizando uma área reduzida para tornar possível o processamento em computadores pessoais². Os códigos utilizados encontram-se disponíveis em plataforma *online*³. O município selecionado foi Medicilândia, localizado na porção central do Pará, conforme ilustrado Figura 5.

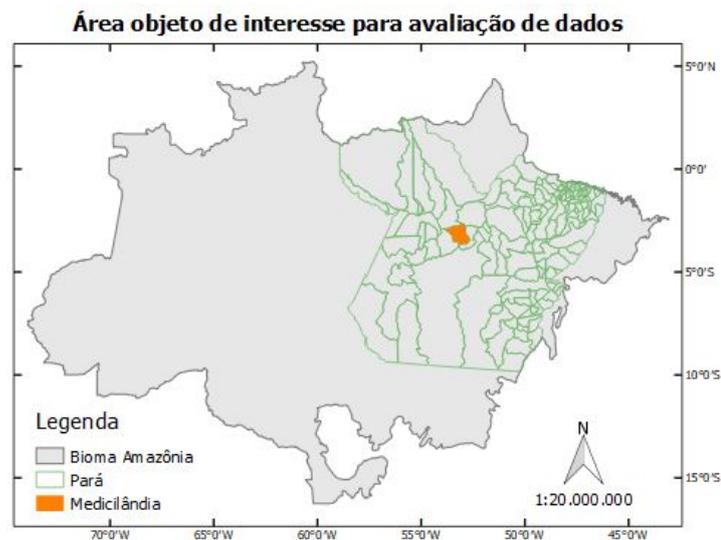


Figura 5 – Município de Medicilândia, no estado do Pará.

Fonte: Elaborada pela autora.

A seleção da área objeto de interesse (AOI) se deu por:

- ser um município de tamanho médio, conforme Figura 6, o que facilita a manipulação dos dados para esta avaliação;
- estar entre as 30 maiores taxas de desmatamento do estado do Pará.

¹ Site oficial do projeto: <www.r-project.org>.

² A ideia inicial era processar todo o estado do Pará, mas não foi possível por limitações computacionais.

³ Acesso em <https://github.com/MariMizutani/MasterWork_Codes>.



Figura 6 – Tamanho dos municípios do estado do Pará.
Fonte: Elaborada pela autora a partir de IBGE ⁴.

O município de Medicilândia é o 35^o maior município dentre os 143 municípios do estado do Pará e o 15^o e o 25^o município com maior incremento de desmatamento percentual para os anos de 2012 e 2014, respectivamente.

Para as três fontes avaliadas, as classes originais foram recategorizadas em 7 novas classes. São elas:

1. Desmatamento;
2. Floresta;
3. Não floresta;
4. Uso do solo;
5. Hidrografia;
6. Nuvem;
7. Resíduo ou área não observada.

Ao longo das análises, conforme particularidades de cada fonte de informação, etapas adicionais foram incluídas e detalhadas nas seções pertinentes.

⁴ Dados de 2018, disponível em: <<https://bit.ly/2Z7wQ8R>>.

5.1 PRODES: monitoramento da Amazônia Legal

A primeira fonte de dados de desmatamento analisada é disponibilizada pelo INPE, uma vez que é o órgão responsável por calcular e divulgar a estimativa oficial brasileira de desmatamento. Ao longo dos anos, o INPE criou diferentes sistemas operacionais de monitoramento da Amazônia Legal, conforme Figura 7, com o objetivo principal de conter e diminuir o desmatamento na região.

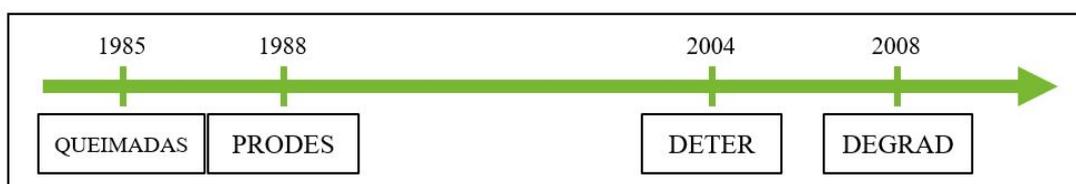


Figura 7 – Sistemas de monitoramento da Amazônia Legal criados pelo INPE.
Fonte: Elaborada pela autora a partir de INPE ⁵.

Cada sistema foi criado com um objetivo específico, conforme descrições abaixo (INPE, 2008):

- QUEIMADAS: identifica focos de calor por meio de imagens de satélite de baixa resolução espacial, uma vez que o fogo é uma das possíveis fases do desmatamento. Dessa forma, o aumento de focos de queimadas está relacionado com o aumento da degradação florestal;
- PRODES (Projeto de monitoramento do desmatamento na Amazônia Legal por satélite): apresenta a taxa anual de desmatamento por corte raso (fase final do desmatamento), considerando áreas de desmatamento superiores a 6,25 hectares (ha) desde 1988. A partir de 2002, o sistema PRODES passou a divulgar os mapas de novos desmatamentos anualmente. Os satélites utilizados possuem baixa frequência temporal (16 a 26 dias) e resolução espacial de 20 a 30 metros.
- DETER: sistema de detecção do desmatamento em tempo real, criado para facilitar as ações de prevenção e fiscalização, através de alerta quinzenal de desmatamentos e degradação florestal. Fornece “a localização e dimensão aproximada de novas ocorrências de mudanças na vegetação” (INPE, 2008) em maior resolução temporal (de 2 a 5 dias) do que o PRODES. No entanto, o conceito de desmatamento utilizado no DETER é mais amplo do que no PRODES, incluindo corte raso e degradação vegetal, e os satélites utilizados possuem menor resolução espacial (250 metros)

⁵ Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br>>.

resultando em dados menos detalhados do que o PRODES, isto é, em áreas detectadas superiores a 25 ha.

- DEGRAD: mapeamento anual de áreas em processo de degradação que possuem tendência a serem convertidas em desmatamento. Os sensores dos satélites utilizados possuem alta resolução espacial (2,7 metros) e taxa de revisita (resolução temporal) de 130 dias, permitindo a diferenciação dos motivos e graus de degradação, como por exemplo, exploração madeireira. A área mínima mapeada pelo DEGRAD é a mesma do sistema PRODES, ou seja, 6,25 ha.

Após analisar o objetivo e detalhes técnicos de cada sistema, conclui-se que dentre os sistemas mantidos pelo INPE, o mais adequado à estimação do risco de desmatamento é o PRODES, pois:

- possui histórico de desmatamento mais longo que os demais sistemas;
- conta com maior resolução espacial do que o DETER;
- representa desmatamento confirmado, diferentemente do DEGRAD que detecta áreas de degradação que podem não se converter em desmatamento e do DETER que é um sistema de monitoramento desenvolvido para alertas de desmatamento.

O sistema PRODES teve início em 1988 através de iniciativa do INPE em conjunto com o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e do IBAMA, com a missão de divulgar a taxa anual de desmatamento da Amazônia Legal. Conforme mencionado anteriormente, o conceito de desmatamento utilizado pelo PRODES é a perda de floresta primária por corte raso, que segundo INPE (2018), representa o desmatamento resultante da “remoção completa da cobertura florestal em curto intervalo de tempo. Nesse processo, a cobertura florestal é totalmente removida e substituída por outras coberturas e usos (agrícola, pastagem, urbano, hidroelétricas, etc)”, que não são mapeadas pelo PRODES, mas mapeadas pelo TERRACLASS, conforme Seção 5.2.

A documentação do projeto PRODES pode ser encontrada no site do INPE⁶ e explica a metodologia utilizada para a classificação das classes que é realizada através de interpretação visual, ou seja, a interpretação é considerada a verdade e, dessa forma, não são calculadas as acurácias das classificações porque não se tratam de estimativas.

As imagens disponibilizadas pelo PRODES desde 2002, são “mapas com polígonos de desmatamento que contém toda a base de desmatamento pretérita” (INPE, 2018), ou seja, cada mapa carrega todo o desmatamento passado (histórico), mesmo que a área já esteja em processo de regeneração ou regenerada. No entanto, ao analisar as imagens,

⁶ disponível em: <<http://www.obt.inpe.br>>

verifica-se que o histórico de desmatamento varia de imagem para imagem, dificultando o uso das mesmas para fins de comparação temporal, e que a descrição das classes, disponibilizada junto com o *download* das imagens, possui algumas classes adicionais não explicadas na documentação, por exemplo, classe “resíduo”. A última atualização da documentação foi realizada em 2013 e, este pode ser um dos motivos de não serem encontradas algumas informações que poderiam facilitar a compreensão mais detalhada dos dados para os objetivos de uso deste trabalho.

Em uma análise qualitativa da variedade de classes descritas nos metadados da imagem de cada ano, conforme Figura 8, verifica-se que não existe uma padronização na forma como as classes são especificadas, de maneira que a quantidade de classes varia muito de um ano para outro (por exemplo, de 2012 para 2013).



Figura 8 – Quantidade de classes em cada ano.

Fonte: Elaborada pela autora a partir dos metadados das imagens do PRODES.

O quadro da Figura 9 apresenta as classes dos anos de 2012 a 2017 descritas no metadados dos arquivos e divide os pontos de atenção encontrados em 4 tipos.

Classes	2012	2013	2014	2015	2016	2017
DV	DV			DV		
NP		NP				
Nuvem	NUVEM	NUVEM	NUVEM	NUVEM	NUVEM	NUVEM
Hidrografia	HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA
Floresta	FLORESTA	FLORESTA	FLORESTA	FLORESTA	FLORESTA	FLORESTA
Não floresta	NAO_FLORESTA	NAO_FLORESTA	NAO_FLORESTA NAO_FLORESTA2	FLORESTA_INUNDADA NAO_FLORESTA NAO_FLORESTA2	FLORESTA_INUNDADA NAO_FLORESTA NAO_FLORESTA2	NAO_FLORESTA NAO_FLORESTA2
Desmatamento	DSF_ANT		DSF_ANT			
	DESFLORESTAMENTO		DESFLORESTAMENTO			
	d1997_0	D1997				
	d1999_0			d1999		
	d2000_0; d2000_2; d2000_3	D2000		d2000		
	d2001_0; d2001_3; d2001_4	D2001		d2001		
	d2002_0; d2002_1; d2002_4	D2002		d2002		
	d2002_5					
	d2003_0; d2003_1; d2003_2	D2003		d2003		
	d2003_5; d2003_6					
	d2004_0; d2004_1; d2004_2;	D2004		d2004		
	d2004_3; d2004_6; d2004_7;					
	d2005_0; d2005_1; d2005_2;	D2005		d2005		
	d2005_3; d2005_4; d2005_7;					
	d2006_0; d2006_1; d2006_2;	D2006		d2006		
	d2006_3; d2006_4; d2006_5;					
	d2006_6; d2006_7;					
	d2007_0; d2007_1; d2007_2;	D2007				d2007
	d2007_3; d2007_4; d2007_5;					
	d2007_6; d2007_7;					
d2008_0; d2008_1; d2008_2;	D2008				d2008	
d2008_3; d2008_4; d2008_5;						
d2008_6; d2008_7;						
d2009_0; d2009_1; d2009_2;	D2009				d2009	
d2009_3; d2009_4; d2009_5;						
d2009_6; d2009_7;						
d2010_0; d2010_1; d2010_2;	D2010				d2010	
d2010_3; d2010_4; d2010_5;						
d2010_6; d2010_7;						
d2011_0; d2011_1; d2011_2;	D2011				d2011	
d2011_3; d2011_4; d2011_5;						
d2011_6; d2011_7;						
	D2012		d2012	d2012	d2012	
	D2013		d2013	d2013	d2013	
			d2014	d2014	d2014	
			d2015	d2015	d2015	
				d2016	d2016	
					d2017	
Resíduo	RESIDUO		RESIDUO	RESIDUO		r2010
						r2011
						r2012
				r2013	r2013	r2013
				r2014	r2014	r2014
					r2015	r2015
					r2016	r2016
					r2017	

Figura 9 – Detalhamento das classes de 2012 a 2017.

Fonte: Elaborada pela autora a partir dos metadados das imagens do PRODES.

O detalhamento dos pontos de atenção são apontados na Figura 9:

- 1: Classes que existem em alguns anos e não existem em outros;
- 2: Classes que aparecem duplicadas;
- 3: Classes descritas de formas diferentes entre os anos;
- 4: Histórico de desmatamento diferente entre os anos, divergindo da conceituação de carregamento de histórico do PRODES.

O histórico dos mosaicos de desmatamento dos estados da Amazônia Legal é disponibilizado para *download* na ferramenta do INPE denominada *prodesdigital*⁷ que possui dados calculados por estado desde 2005, produzindo 13 meses históricos de observação (2005 a 2017).

⁷ Disponível em: <<http://dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>> e conta com dados em formato geotiff, shapefile e grade regular compatível com o software Spring.

Considerando que o projeto teve início na década de 80, metodologias e sensores distintos foram utilizados ao longo do tempo para a obtenção e classificação das imagens, que são da classe Landsat (5, 7 e 8, conforme o ano).

A resolução espacial dos mapas varia de 30 a 90 metros dependendo da região filtrada (toda a Amazônia Legal ou por estado) e ano selecionado. A Tabela 15 ilustra as resoluções espaciais para o estado do Pará aos longos dos anos.

Tabela 15 – Resolução espacial do PRODES para o estado do Pará .

Ano	Resolução (m)
2012	90
2013	90
2014	60
2015	60
2016	60
2017	30

Fonte: metadados PRODES

Conforme mencionado anteriormente, foram utilizados dois anos com diferentes resoluções (2012 e 2014), com o objetivo de verificar a viabilidade de trabalhar com dados históricos que possuem essa diferença. Para realizar a análise o ano de 2012 foi reamostrado (de 90 para 60 metros) para tornar-se comparável com o ano de 2014 e possibilitar o cálculo de matrizes de transição. Esse foi um dos aspectos relevantes que motivaram a avaliação de outras fontes de dados (TERRACLASS e MapBiomas) ao invés de adotar diretamente os dados oficiais brasileiros, disponibilizados pelo PRODES, uma vez que ao reamostrar um dos anos foram detectados diferenças de borda entre as imagens, tornando a interpretação de alguns resultados incorreta.

Uma boa prática de análise de dados e verificação de códigos é a validação entre os resultados obtidos através dos mesmos com números previamente conhecidos. Assim sendo, as Tabelas 16 e 17 trazem a comparação das classificações de desmatamento do município de Medicilândia divulgadas no site oficial do PRODES, com os resultados obtidos após recorte e reclassificação das classes, através de codificação em R.

Tabela 16 – PRODES: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2012.

Classes	Divulgadas 2012		Calculadas 2012		
	Área (km ²)	% Área	Qtd. pixels	Área (km ²)	% Área
Desmatamento	1.988	24,14	548.553	1.975	23,68
Floresta	4.847	58,58	1.356.340	4.883	58,56
Hidrografia	1	0,01	238	1	0,01
Nuvem	1.428	17,26	400.580	1.442	17,30
Resíduo	1	0,01	10.405	37	0,45
TOTAL	8.274	100,00	2.316.116	8.338	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 17 – PRODES: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2014.

Classes	Divulgadas 2014		Calculadas 2014		
	Área (km ²)	% Área	Qtd. pixels	Área (km ²)	% Área
Desmatamento	2.049	24,77	564.105	2.031	24,35
Floresta	5.930	71,69	1.659.810	5.975	71,65
Hidrografia	1	0,01	237	1	0,01
Nuvem	291	3,52	81.525	293	3,52
Resíduo	1	0,01	10.794	39	0,47
TOTAL	8.272	100,00	2.316.471	8.339	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Avaliando os percentuais de desmatamento calculados, verifica-se que para ambos os anos os valores de desmatamento encontrados são muito próximos (ligeiramente menores) dos divulgados oficialmente. A área total também apresenta uma pequena variação (de 64 e 67 km² para os anos de 2012 e 2014 respectivamente), que está relacionada com as diferentes projeções cartográficas (Albers nos dados oficiais divulgados e UTM nos dados calculados).

O próximo passo da análise consistiu na avaliação da relação temporal entre os anos de 2012 e 2014, através do cálculo da matriz de transição das classes, apresentada na Tabela 18. Para o objetivo de prever o desmatamento, as transições importantes são aquelas que ocorrem à partir da classe “Floresta”. No entanto, nota-se que a transição “Desmatamento-Floresta”, que representa 3,29% da classe “Desmatamento” em 2012, não deveria ocorrer segundo o conceito de carregamento de histórico de desmatamento utilizado pelo PRODES. Essa transição representa 65 km² ($3,29\% \times 1.975 \text{ km}^2$ da Tabela 16) indicando um valor pequeno frente à área do município que é de 8.273 km², segundo o IBGE. O desmatamento identificado na matriz de transição (Tabela 18), foi de 2,17% da classe “Floresta”, que representa 106 km² ($2,17\% \times 4.883 \text{ km}^2$ da Tabela 16). Esse valor, quando comparado com o incremento de desmatamento divulgado pelo PRODES,

representa um aumento de 96%, ou seja, o PRODES divulga 54,1 km² de incremento de desmatamento entre os anos de 2012 e 2014 para o município de Medicilândia⁸. Essa mesma análise foi realizada para mais municípios, para descartar a possibilidade do município de Medicilândia ser um município atípico para analisar dados calculados versus incremento divulgado. Essas análises adicionais encontram-se na Seção 5.4.

Tabela 18 – PRODES: Matriz de transição PRODES dos anos 2012 e 2014.

Classes 2012	Classes 2014					
	Desmatamento	Floresta	Hidrografia	Nuvem	Resíduo	TOTAL
Desmatamento	96,50	3,29	0,00	0,03	0,17	100,00
Floresta	2,17	93,13	0,00	4,62	0,08	100,00
Hidrografia	6,58	7,02	83,33	3,07	-	100,00
Nuvem	1,04	94,31	0,00	4,63	0,02	100,00
Resíduo	8,98	7,12	-	0,00	83,88	100,00
TOTAL	24,35	71,66	0,01	3,52	0,47	100

Fonte: Elaborada pela autora.

Mesmo não representando uma transição importante para o objetivo do trabalho, a transição “Desmatamento-Floresta” foi avaliada de forma mais profunda para compreensão do que poderia ocasioná-la, uma vez que o objetivo dessa Seção é descrever a qualidade dos dados disponíveis. Os dados foram plotados no mapa da Figura 10, que indica diferenças de borda entre as imagens, possivelmente ocasionadas pela reamostragem para tornar os arquivos comparáveis, ou seja, a transição representada na Tabela 18 possui erros ocasionados pela reamostragem de um dos anos.

⁸ Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php>>.

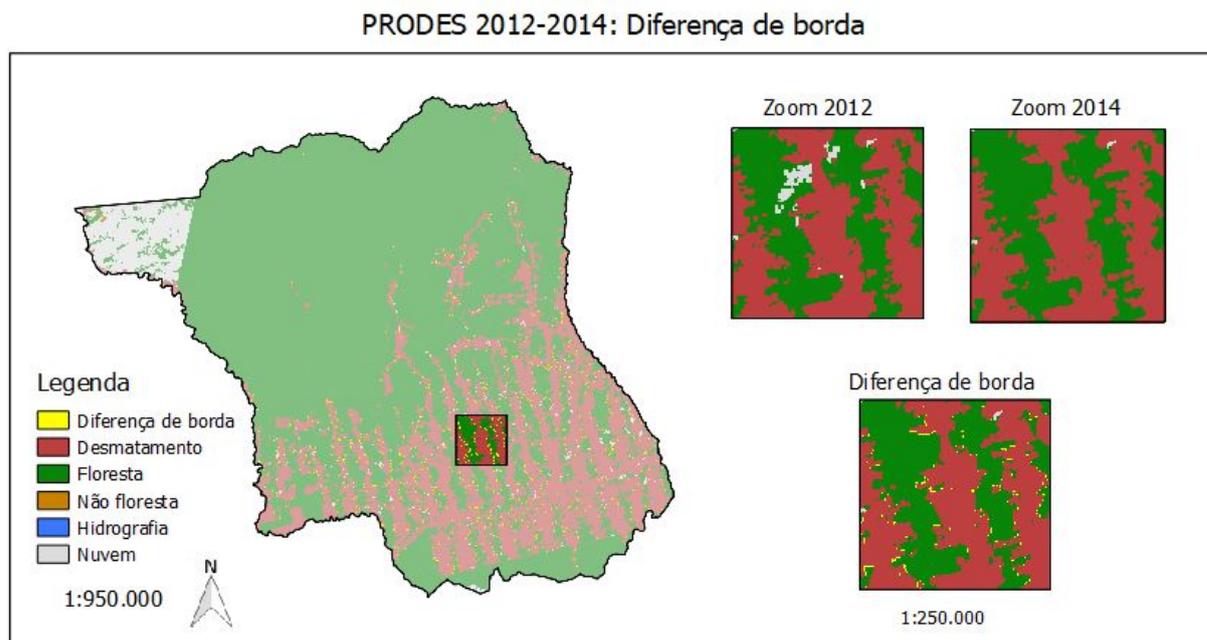


Figura 10 – Diferença de borda entre os dados do PRODES 2012 e 2014 em Medicilândia (Pará).

Fonte: Elaborada pela autora.

Etapas adicionais de avaliação dos dados foram consideradas conforme fonte de informação e circunstâncias encontradas. Segue o roteiro de avaliação final dos dados do PRODES:

1. Obtenção dos dados;
2. Recorte para uma pequena área de avaliação;
3. Reamostragem para tornar os anos comparáveis;
4. Reclassificação em categorias similares;
5. Validação dos resultados obtidos no passo 4 com os dados divulgados pelos órgãos responsáveis;
6. Cálculo e avaliação da matriz de transição;
7. Avaliação de transições impossíveis.

O mapa de diferença foi construído utilizando o *software* QGIS com base nos dados processados em linguagem de programação R. O código utilizado para geração das análises encontra-se disponível na plataforma *online*⁹.

⁹ Acesso em: <https://github.com/MariMizutani/MasterWork_Codes/R_PRODES_Github>.

5.2 TERRACCLASS: Mapeamento do uso e cobertura da terra nas Áreas desflorestadas da Amazônia Legal

O projeto TERRACCLASS é conduzido por um convênio entre a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e o INPE, com intuito de quantificar as principais atividades promotoras do desmatamento na Amazônia, explicitando novas segmentações das áreas de desmatamento mapeadas pelo PRODES. O projeto teve início em 2008 por solicitação do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, que entendia como necessário apresentar os motivos do desmatamento acelerado na Amazônia Legal à sociedade nacional e internacional.

Diferentemente do PRODES, o TERRACCLASS considera a transformação das áreas anteriormente desmatadas, ou seja, a atividade realizada na área após o desmatamento. Adicionalmente, o TERRACCLASS considera a regeneração das áreas desmatadas, o que parece ser uma informação mais realista sobre a condição do desmatamento na Amazônia Legal, e conseqüentemente para o objetivo do presente trabalho. A Tabela 19 mostra a equivalência de classes entre PRODES e TERRACCLASS:

Tabela 19 – Equivalência de classes PRODES x TERRACCLASS.

Classes PRODES	Classes TERRACCLASS
FLORESTA	FLORESTA
NÃO FLORESTA	NÃO FLORESTA
HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA
NUVEM	NUVEM
DESMATAMENTO	VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA
	AGRICULTURA ANUAL
	PASTO LIMPO
	PASTO SUJO
	REGENERAÇÃO COM PASTO
	PASTO COM SOLO EXPOSTO
	MOSAICO DE OCUPAÇÕES
	ÁREA URBANA
	MINERAÇÃO
	OUTROS
	ÁREA NÃO OBSERVADA
	DESMATAMENTO

Fonte: Adaptado de TERRACCLASS.

O projeto TERRACCLASS conta com um livro publicado¹⁰ pela EMBRAPA em 2008 (atualizado em 2013), que explica detalhadamente a metodologia utilizada. Apesar de ser exatamente a mesma defasagem temporal do PRODES, no caso do TERRACCLASS

¹⁰ Disponível em: <<https://bit.ly/2YOrWhw>>.

o descompasso entre atualização da documentação e dados parece ser menor, considerando que a última disponibilização de dados ocorreu em 2014.

Com relação à metodologia, o fato de atribuir novas classes de uso do solo ao desmatamento previamente calculado pelo PRODES representa uma vantagem com relação à outras fontes de dados, uma vez que se relaciona diretamente com os dados oficiais brasileiros. Por outro lado, possíveis inconsistências de dados apresentadas na Seção 5.1, podem ser consideradas uma desvantagem, pois podem impactar diretamente o TERRACLASS. Adicionalmente, não considerar o desmatamento acumulado como no PRODES, confere uma visão mais realista do fenômeno e conseqüentemente, uma visão mais adequada para o objetivo principal do trabalho.

A metodologia utilizada pelo TERRACLASS utiliza um sistema de classificação de cobertura da terra (LCCS), criado pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO) e pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Unep), no qual o usuário define alguns padrões e hierarquias das classes. As classes são detectadas por classificadores que utilizam essas características para realizar a segmentação de forma exaustiva.

As validações das estimativas, explicadas no livro de metodologia, são realizadas através de trabalho de campo e comparação com imagens de alta resolução espacial (imagens SPOT). Os resultados são apresentados apenas para o primeiro ano do projeto (2008), impossibilitando avaliar se houve melhoria contínua da confiabilidade e precisão dos dados ao longo dos anos seguintes. A Tabela 20, traz a confiabilidade das estimativas de 2008, conforme COUTINHO et al. (2013):

Tabela 20 – Confiabilidade das estimativas do TERRACLASS em 2008.

Classes TERRACLASS	IMAGENS SPOT E LEVANTAMENTO DE CAMPO						TOTAL	Erro de Inclusão (%)
	Agricultura Anual	Mosaico de Ocupações	Pasto Limpó	Pasto Sujo	Regeneração com Pasto	Vegetação Secundária		
Agricultura Anual	33	-	2 -	-	-	1	36	8,3
Mosaico de Ocupações	-	19	1	1	-	3	24	20,8
Pasto Limpó	-	-	199	39	12	10	260	23,4
Pasto Sujo	-	1	10	45	7	5	68	33,8
Regeneração com Pasto	-	-	2	-	19	7	28	32,1
Vegetação Secundária	1	3	7	6	7	95	119	20,2
TOTAL	34	23	221	91	45	121	535	
Erro de Omissão (%)	2,9	17,4	10,0	50,5	57,8	21,5		

Fonte: (COUTINHO et al., 2013).

A Tabela 20 indica que as classes “Pasto Sujo” e “Regeneração com Pasto” apresentaram erros de omissão¹¹ bastante elevados, 50,5% e 57,8% respectivamente, indicando

¹¹ Omissão é o erro cometido quando deixamos de mapear um pixel na sua classe corretamente.

que um percentual elevado dessas classes foi classificado incorretamente em outra classe. A classe “Pasto Limpo” é a maior contribuição para que este percentual de omissão seja alto, ou seja, é uma classe que, pela metodologia proposta, possui características semelhantes às classes “Pasto Sujo” e “Regeneração com Pasto” tornando a separação dessas classes mais difícil. Esses erros das estimativas não são tão graves do ponto de vista do objetivo deste trabalho, pois não estamos interessados em entender o motivo de utilização das áreas desmatadas e sim se teve ou não uma regeneração.

Os mosaicos do projeto TERRACLASS são disponibilizados na página do projeto mantida pelo INPE¹² e os dados podem ser baixados no formato raster ou como tabela em formato Excel. Uma desvantagem do TERRACLASS quando comparado com o PRODES é o fato de não disponibilizar dados anualmente, ou seja, os dados não são disponibilizados de forma contínua criando “buracos” nas análises e podendo tornar o processo de estimação menos preciso, principalmente em análises temporais. Os dados são disponibilizados para apenas 5 anos: 2004, 2008, 2010, 2012 e 2014.

Do ponto de vista de utilização dos dados, o TERRACLASS é mais amigável do que o PRODES, uma vez que os mosaicos dos diferentes anos são corrigidos para uma mesma resolução (30 metros), evitando diferenças de borda por reamostragem, mencionadas na sessão anterior. Além disso, as classes são descritas de forma uniforme entre os anos (tanto nos nomes quanto nos códigos RGB para visualização), entregando dados mais fáceis de compreender e visualizar, isto é, os dados foram pré-processados para o usuário final.

Para fins do presente trabalho, as classes originais do TERRACLASS foram reclassificadas em 6 novas classes, conforme Tabela 21:

¹² Disponível em: <www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2004.php>.

Tabela 21 – Reclassificação das classes do TERRACLASS.

Classes Originais	Classes Novas
AREA_NAO_OBSERVADA	NUVEM
HIDROGRAFIA	HIDROGRAFIA
FLORESTA	FLORESTA
NAO_FLORESTA	NÃO FLORESTA
DESFLORESTAMENTO	DESMATAMENTO
MINERACAO	USO DO SOLO
AREA_URBANA	
MOSAICO_DE_OCUPACOES	
VEGETACAO_SECUNDARIA	
REFLORESTAMENTO	
AGRICULTURA_ANUAL	
PASTO_COM_SOLO_EXPOSTO	
PASTO_LIMPO	
PASTO_SUJO	
REGENERACAO_COM_PASTO	
OUTROS	

Fonte: Elaborada pela autora.

Comparando a complexidade da Figura 9 (PRODES) e da Tabela 21, verifica-se maior facilidade de compreensão das classes do TERRACLASS, em relação ao PRODES.

A comparação dos valores calculados através de manipulação dos dados com os valores disponibilizados pelo TERRACLASS indicou percentuais de áreas calculadas exatamente iguais, indicando maior consistência nos dados do TERRACLASS em relação aos dados do PRODES, conforme Tabelas 22 e 23.

Tabela 22 – TERRACLASS: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2012.

Classes	Divulgadas 2012		Calculadas 2012		
	Área (km ²)	% Área	Qtd. pixels	Área (km ²)	% Área
Desmatamento	21	0,25	23.303	21	0,25
Floresta	6.277	75,90	7.007.328	6.307	75,90
Não Floresta		0,00			0,00
Uso do solo	1.569	18,97	1.751.543	1.576	18,97
Hidrografia	3	0,03	3.075	3	0,03
Nuvem	401	4,85	447.652	403	4,85
TOTAL	8.271	100,00	9.232.901	8.310	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 23 – TERRACCLASS: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2014.

Classes	Divulgadas 2014		Calculadas 2014		
	Área (km ²)	% Área	Qtd. pixels	Área (km ²)	% Área
Desmatamento	16	0,19	17.851	16	0,19
Floresta	6.277	75,28	6.950.817	6.256	75,28
Não Floresta		0,00			0,00
Uso do solo	2.017	24,39	2.251.424	2.026	24,38
Hidrografia	3	0,03	3.075	3	0,03
Nuvem	9	0,10	9.734	9	0,11
TOTAL	8.271	100,00	9.232.901	8.310	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

A matriz de transição calculada entre os anos de 2012 e 2014 mostrou resultados mais consistentes do que os obtidos com os dados do PRODES, uma vez que não foram encontradas transições da classe “Desmatamento” impossíveis de ocorrer pelos conceitos utilizados, conforme ilustra a Tabela 24.

Tabela 24 – TERRACCLASS: Matriz de transição TERRACCLASS dos anos 2012 e 2014.

Classes 2012	Classes 2014						
	Floresta	Desmatamento	Não Floresta	Uso do solo	Hidrografia	Nuvem	TOTAL
Floresta	99,19	0,25	-	0,55	-	-	100,00
Desmatamento	-	-	-	99,69	-	0,31	100,00
Não Floresta	-	-	-	-	-	100	100,00
Uso do solo	-	-	-	99,56	-	0,44	100,00
Hidrografia	-	-	-	-	100	-	100,00
Nuvem	-	-	-	99,57	-	0,43	100,00
TOTAL	0,19	75,28	0,0	24,38	0,03	0,11	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Após finalização das análises, conclui-se que os dados do TERRACCLASS são consistentes do ponto de vista de conversão, uma vez que transições impossíveis não foram verificadas, o que ocorreu com os dados do PRODES. Essa conclusão pode parecer questionável, considerando que o dado primário do TERRACCLASS é o próprio PRODES. O que se percebe ao longo das análises é que os dados do PRODES necessitam de mais tratamento antes da sua utilização do que os dados do TERRACCLASS, ou seja, o TERRACCLASS disponibiliza o dado após manipulá-los e corrigi-los, tornando seu produto mais pronto para o usuário final.

É importante salientar que o desmatamento calculado com os dados do TERRACCLASS é expressivamente menor do que o do PRODES. Se avaliamos a soma das classes

“Desmatamento” e “Uso do solo”, o desmatamento chegaria a 0,8% do total da classe “Floresta”, que representa 50,5 km² ($0,8\% \times 6.307 \text{ km}^2$ da Tabela 22) sugerindo um valor de desmatamento mais coerente com o incremento divulgado pelo PRODES, que foi de 54,1 km².

Apesar da extensão de desmatamento parecer mais coerente, o TERRACLASS conta com um limitador importante que é o fato de possuir poucos anos de histórico não contínuo, podendo inviabilizar ou prejudicar análises temporais. Além disso, a última disponibilização do TERRACLASS foram os mapas de 2014, o que gera problemas para trabalhos que necessitam de continuidade.

O código utilizado para realizar as explorações de dados dessa seção foram disponibilizados em plataforma *online*¹³.

5.3 MAPBIOMAS: Mapeamento anual da cobertura e uso do solo do Brasil

O “Projeto MapBiomass é uma iniciativa multi-institucional para gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo a partir de processos de classificação automática aplicada a imagens de satélite¹⁴” (MAPBIOMAS, 2019).

Criado em 2015, o MapBiomass é uma plataforma colaborativa inovadora e moderna, pois utiliza o processamento em nuvem do *Google Earth Engine* (GORELICK et al., 2017) (através de contrato de cooperação técnica firmado em julho de 2015) e é orientado para incorporar e acolher as contribuições da comunidade científica e demais interessados em colaborar.

O projeto foi dividido em fases, denominadas coleções, que representam a evolução do projeto, ou seja, a cada nova fase foram realizadas melhorias nas estimativas, agregados mais dados históricos e criadas novas classes de uso e cobertura do solo (MAPBIOMAS, 2018). A primeira coleção (coleção 1) cobriu o período de 2008 a 2015 e contou com classes generalizadas (7 classes). A coleção 2 cobriu o período de 2000 a 2016 e contou com 27 classes de uso e cobertura do solo, e a coleção 3 (atual) cobriu o período de 1985 a 2017, representando o histórico mais completo dentre as fontes avaliadas. À medida que o projeto vai atualizando a metodologia, vão sendo publicadas novas versões dentro da mesma coleção, por exemplo, 3.0, 3.1, e assim por diante.

¹³ Disponível em: <https://github.com/MariMizutani/MasterWork_Codes/R_TERRACLASS_Github>.

¹⁴ A descrição completa do projeto encontra-se em <<http://mapbiomas.org>>

A utilização do *Google Earth Engine*¹⁵ (GEE) torna o processamento de imagens extremamente rápido e inclusivo, uma vez que a plataforma está disponível para qualquer usuário:

“O *Earth Engine* foi projetado para suportar rapidez, exploração interativa e análise de dados espaciais, permitindo ao usuário análise global e detalhada dos resultados, incluindo análise individual de cada conjunto de dados.” (GORELICK et al., 2017, p.4).

A disponibilização do MapBiomias no GEE, pode ser considerada tanto uma vantagem quanto uma desvantagem quando comparada às demais fontes. Do ponto de vista de acesso à recursos computacionais e disseminação de conhecimento, destaca-se como uma vantagem uma vez que os códigos abertos possibilitam que o usuário conheça em detalhes a metodologia e possa adaptá-la conforme sua necessidade, além de utilizar o processamento em nuvem que possibilita processamento de grandes volumes de dados. Por outro lado, para aproveitar todos os benefícios, é preciso conhecer a linguagem de programação, o que pode ser considerado uma desvantagem conforme a área de conhecimento do usuário. Para o público com menor conhecimento de linguagem de programação, o MapBiomias disponibiliza mapas no formato raster (.geotiff) para *download*, que poderão ser utilizados em qualquer ferramenta de geoprocessamento, mas possui algumas limitações ligadas principalmente ao tamanho dos arquivos. São elas:

- Permite apenas o *download* por bioma;
- Os mapas do MapBiomias consideram cada ano uma camada de dados: para a coleção 3 são 33 camadas de dados (de 1985 a 2017).

Trabalhar com os dados de um bioma inteiro com 33 camadas, pode tornar inviável o processamento em um computador doméstico. No entanto, para trabalhar com áreas maiores, a melhor opção viável é utilizar o ambiente de programação do GEE.

O MapBiomias disponibiliza dois tipos de mapas:

- Mapas de uso e cobertura do solo: disponibilizados anualmente, conforme a coleção;
- Mapas de transição de uso e cobertura do solo: disponibilização com periodicidade pré-definida conforme coleção. Na coleção 3.0 as periodicidades são de 1 ano, de 5 anos e de 10 anos.

A metodologia da coleção 3 do MapBiomias é distinta das utilizadas pelo PRODES e TERRACLASS, uma vez que utiliza algoritmos de classificação supervisionados para

¹⁵ Disponível em: <<https://earthengine.google.com/>>.

estimar a classe dos pixels de cada ano. Os dados da classe LANDSAT foram classificados pelo algoritmo de aprendizado de máquina chamado de *Random Forest*, implementado com a utilização de dados de treinamento das classes da coleção 2.3 e corrigidos através de filtros temporais e espaciais para redução de ruídos de classificação (MAPBIOMAS, 2018), dando origem aos mapas de uso e cobertura do solo. Estes são utilizados para calcular os mapas de transição que passam por mais um filtro de correção espacial para diminuir o ruído de inconsistência de transições.

Outro aspecto bastante interessante do projeto é que são disponibilizadas as avaliações de acurácia das estimativas no site do projeto, que podem ser visualizadas por região, por classe e por ano e contam com os erros de inclusão (ou comissão)¹⁶ e omissão para cada classe. Por outro lado, a disponibilização da acurácia das estimativas é defasada, ou seja, atualizada posteriormente à publicação dos novos dados, o que pode tornar difícil para o pesquisador compreender o verdadeiro erro que está implicado ao escolher esta fonte de dados. Atualmente, agosto de 2019, os dados estão na versão 3.1 e a acurácia divulgada é da coleção 2.3. As Figuras 11 e 12 apresentam a acurácia geral e erros de omissão e inclusão da classe “Floresta” na coleção 2.3.

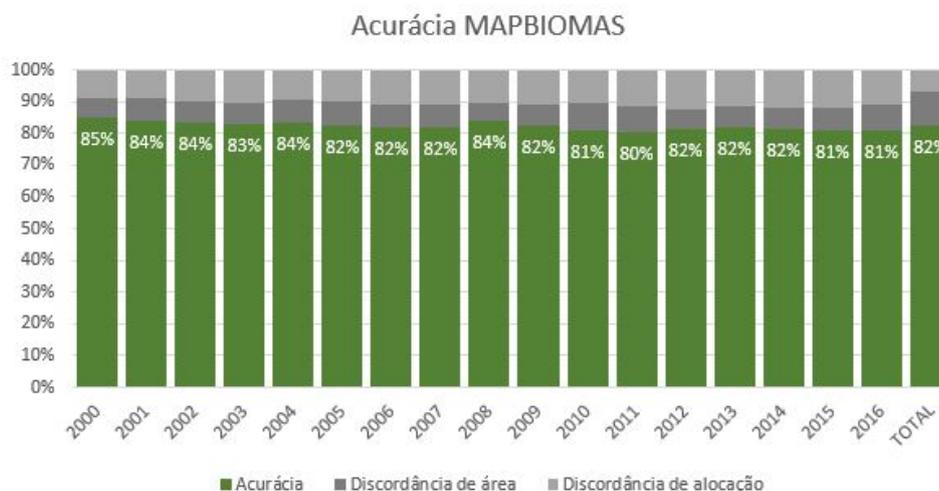


Figura 11 – Acurácia geral do MapBiomas para o bioma Amazônia.

Fonte: Adaptado do MapBiomas.

A coluna “Total” da Figura 11 indica que a acurácia média do bioma Amazônia, de 2000 a 2016, é de 82% na coleção 2.3. A classe de maior interesse, Floresta, apresenta erros de inclusão de 10% em média, ou seja, aproximadamente 10% dos pixels classificados como floresta pertencem à outras classes, conforme ilustra a Figura 12.

¹⁶ Comissão ou inclusão é o erro cometido ao atribuir determinada classe ao pixel quando o mesmo pertence à outra.

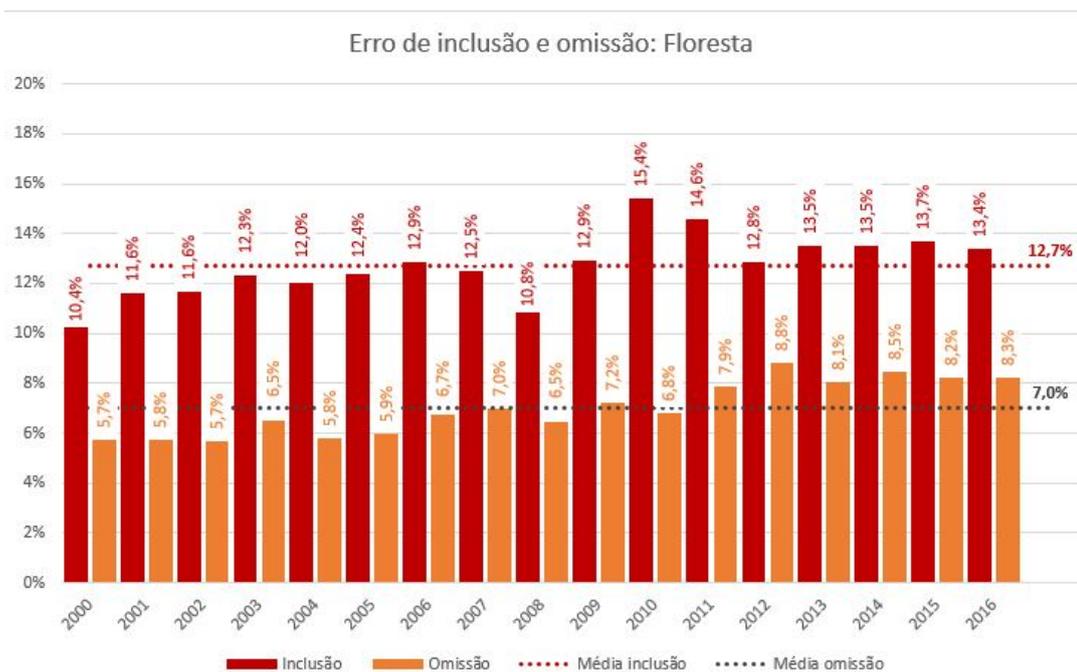


Figura 12 – Erro de inclusão e omissão da classe Floresta no bioma Amazônia.
Fonte: Adaptado do MapBiomias.

Ainda avaliando a Figura 12, verifica-se um erro de omissão em média de 7% que indica que 93% dos pixels de Floresta são classificados na classe correta (Floresta) e 7% são classificados em outras classes.

Como o MapBiomias tem como objetivo geral o mapeamento de uso e cobertura do solo de todo o território brasileiro, através da colaboração de especialistas em cada tipo de uso, o projeto é dividido em diferentes coordenações¹⁷, conforme o Bioma (times). Além da distinção por região, alguns temas são considerados transversais, por integrarem mais de um Bioma, conforme ilustra a Figura 13.



Figura 13 – Times e temas transversais.

Fonte: www.mapbiomas.org/pages/atbd.

¹⁷ A descrição detalhada das coordenações podem ser encontradas em <<https://bit.ly/2H9kbb1>>.

As classes do MapBiomias possuem diferentes níveis de detalhamento, conforme resumo da Tabela 25. A descrição completa das classes pode ser encontrada na página do projeto¹⁸.

Tabela 25 – Classes da coleção 3 do MapBiomias.

Nível	Classificação	Classe Original	Reclassificação	Classe Nova
1	1 - Floresta	1	Floresta	2
2	1.1 - Floresta Natural	2	Floresta	2
3	1.1.1 Formação Florestal	3	Floresta	2
3	1.1.2 Formação Savânica	4	Floresta	2
3	1.1.3 Mangue	5	Floresta	2
1	2 - Formação Natural Não florestal	10	Não Floresta	3
2	2.1 - Área úmida Natural não florestal	11	Não Floresta	3
2	2.2 - Formação Campestre (Campo)	12	Não Floresta	3
2	2.3 - Apicum	32	Não Floresta	3
2	2.4 - Outra formação natural não florestal	13	Não Floresta	3
1	3 - Agropecuária	14	Uso do solo	4
2	3.1 - Pastagem	15	Uso do solo	4
2	3.2 - Agricultura	18	Uso do solo	4
3	3.2.1 - Cultura anual e perene	19	Uso do solo	4
3	3.2.2 - Cultura semi-perene	20	Uso do solo	4
2	3.3 - Mosaico agricultura e pastagem	21	Uso do solo	4
1	4 - Área não vegetada	22	Não Floresta	3
2	4.1 - Praia e duna	23	Não Floresta	3
2	4.2 - Infraestrutura urbana	24	Uso do solo	4
2	4.3 - Afloramento rochoso	29	Uso do solo	4
2	4.4 - Mineração	30	Uso do solo	4
2	4.5 - Outra área não vegetada	25	Não Floresta	3
1	5 - Corpos d'água	26	Hidrografia	5
2	5.1 - Rio, Lago e Oceano	33	Hidrografia	5
2	5.2 - Aquicultura	31	Hidrografia	5
1	6 - Não observado	27	Nuvemv	6

Fonte: Elaborada pela autora utilizando dados de <www.mapbiomas.org/map#/coverage>.

Para fins de comparação com as fontes de dados previamente avaliadas, buscou-se agrupar as classes de forma similar, conforme as colunas “Reclassificação” e “Classe Nova” da Tabela 25. O termo “similar” refere-se ao fato de que nem todas as classes existem para todas as fontes. No caso do MapBiomias, verifica-se que a classe 1 (Desmatamento) não se faz presente uma vez que essa classe não existe originalmente para esta fonte de dados, diferentemente das previamente analisadas. Para prosseguir com as análises, buscou-se os

¹⁸ Disponível em: <www.mapbiomas.org/map#/coverage>.

dados comparáveis (município de Medicilândia para os anos de 2012 e 2014), utilizando o GEE. Maiores detalhes sobre a utilização do GEE para extração de dados de áreas menores do que todo o território nacional e/ou para anos distintos, podem ser encontrados no Apêndice A.

Seguindo a mesma lógica das Seções 5.1 e 5.2, as Tabelas 26 e 27 apresentam as comparações entre os valores disponibilizados no site do MapBiomias com os valores calculados através do código disponibilizado em plataforma *online*¹⁹, utilizando como fonte de dados os mapas classificados de uso e cobertura do solo.

Tabela 26 – MapBiomias: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2012.

Classes	Divulgadas 2012		Calculadas 2012		
	Área (km ²)	% Área	Qtd. pixels	Área (km ²)	% Área
Floresta	6.972	84,27	7.818.118	7.036	84,27
Não Floresta	7	0,09	8.101	7	0,09
Uso do solo	1.287	15,56	1.443.126	1.299	15,56
Hidrografia	7	0,08	7.585	7	0,08
Nuvem	0	0,00	47	0	0,00
TOTAL	8.273	100,00	9.276.977	8.349	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 27 – MapBiomias: Comparação das classificações divulgadas e calculadas em 2014.

Classes	Divulgadas 2014		Calculadas 2014		
	Área (km ²)	% Área	Qtd. pixels	Área (km ²)	% Área
Floresta	7.030	84,98	7.883.627	7.095	84,98
Não Floresta	6	0,07	6.813	6	0,07
Uso do solo	1.227	14,83	1.375.255	1.238	14,83
Hidrografia	10	0,12	11.267	10	0,12
Nuvem	0	0,00	15	0	0,00
TOTAL	8.273	100,00	9.276.977	8.349	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Comparando os resultados, verifica-se uma pequena diferença na área total do município, mas uma concordância praticamente perfeita entre os percentuais das classes mapeadas. Dessa forma, conclui-se que os dados disponibilizados à comunidade pelo MapBiomias são condizentes com os resultados divulgados pelo projeto em sua página.

Essas pequenas diferenças de área entre valor divulgado e calculado podem estar relacionadas ao fato de que o MapBiomias disponibiliza aos usuários mapas em coordenadas

¹⁹ Acesso em: <https://github.com/MariMizutani/MasterWork_Codes/R_MAPBIOMAS_Github>.

geográficas (latitude e longitude), enquanto que os valores de área divulgados no site são calculados utilizando projeção Albers, que preserva as áreas.

A matriz de transição apresentada na Tabela 28 indica que o desmatamento na região entre os anos de 2012 e 2014 foi de 1,65% da Classe Floresta.

Tabela 28 – MapBiomias: Matriz de transição dos anos 2012 e 2014.

Classes 2012	Classes 2014					
	Floresta	Não Floresta	Uso do solo	Hidrografia	Nuvem	TOTAL
Floresta	98,26	0,02	1,65	0,07	0,00	100,00
Não Floresta	22,13	19,57	53,81	4,49		100,00
Uso do solo	13,73	0,23	85,81	0,23	0,00	100,00
Hidrografia	22,24	0,86	46,92	29,98		100,00
Nuvem	78,72	2,13	12,77		6,38	100,00
TOTAL	84,98	0,07	14,82	0,12	0,00	100,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Assim como para os dados do PRODES, o MapBiomias também apresenta transições não consistentes, por exemplo, “Não floresta-Floresta” e “Floresta-Não floresta”. Essas transições representam $3,3 \text{ km}^2$ ($0,02\% \times 7.036 \text{ km}^2 + 22,13\% \times 7 \text{ km}^2$ da Tabela 26) e são desprezíveis quando considerado o tamanho do município. Já o desmatamento representa 116 km^2 ($1,65\% \times 7.036 \text{ km}^2$ da Tabela 26), indicando um valor calculado como desmatamento 114,6% maior que o incremento divulgado oficialmente pelo PRODES.

5.4 Comparação das fontes de informação

A exploração inicial das diferentes fontes de dados traz alguns insumos para traçar uma comparação entre elas para fins de aplicação da metodologia proposta na Seção 7.2. Esse resumo pode ser encontrado na Tabela 29.

Tabela 29 – Comparação das fontes avaliadas.

QUESITO	PRODES	TERRACLASS	MapBiomias
Documentação	Incompleta / Defasada	Completa / Defasada	Completa / Atualizada
Sensor	LANDSAT	LANDSAT	LANDSAT
Resolução de aquisição	30 a 90 metros	30 metros	30 metros
Metodologia	Interpertação Visual	Interpretação Visual Classificação Supervisionada	Random Forest
Obtenção de dados	Fácil	Fácil	Média
Manipulação de dados	Fácil	Fácil	Fácil / Difícil
Formatos de dados	Raster Shape Compatível com Spring	Raster Excel	Raster
Conceito dos dados	Desmatamento acumulado	Uso e cobertura da classe desmatamento do PRODES	Uso e cobertura do solo
Utilização dos conceitos	Difícil	Fácil	Fácil
Histórico de dados	2005-2017	2004-2014	1985-2017
Quantidade de anos	13	5	33
Acurácia	Não documentada	Documentada / Defasada	Documentada / Defasada

Fonte: autora.

Através das matrizes de transição, verifica-se que existe variação entre as estimativas de desmatamento entre os anos de 2012 e 2014 das diferentes fontes: para o PRODES o percentual de desmatamento calculado foi de 2,17%; para o TERRACLASS foi de 0,80%; e para o MapBiomias foi de 1,65%. É difícil compreender porque ocorre essa variação, no entanto, conforme apresentado em cada uma das Seções, os dados do TERRACLASS apresentaram resultados mais consistentes para o município de Medicilândia. A fim de verificar se essa inconsistência ocorreu por questões específicas da localização escolhida, foram calculadas transições e, conseqüentemente o desmatamento, para outros municípios, conforme apresentado na Tabela 30.

Tabela 30 – Extensão dos cálculos para outros municípios.

Município	Incremento PRODES	Calculada PRODES		Calculada TERRACLASS		Calculada MAPBIOMAS	
	km ²	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Altamira	589,9	800,0	+35,5	590,2	+ 0,05	525,7	-10,7
Jacareacanga	46,5	110,4	+137,5	47,6	+2,4	54,5	+41,05
Novo Progresso	277,6	434,3	+56,4	284,8	+2,6	293,6	+5,8

Fonte: Elaborada pela autora.

Os dados calculados indicam que o TERRACLASS foi a fonte que gerou resultados mais consistentes de desmatamento, quando comparada com o incremento divulgado pelo PRODES.

No entanto, o fato de disponibilizar poucos anos de histórico e dados não contínuos, inviabiliza sua utilização para o objetivo do trabalho. Além disso, os anos disponíveis compreendem justamente um período no qual houve grande variação de desmatamento no estado do Pará e o fato de não existirem dados mais atualizados, pode replicar um comportamento de desmatamento atípico para estimar anos futuros através da metodologia proposta na Seção 7.2.

Dessa forma, mesmo havendo discrepância entre o valor divulgado oficialmente e calculado, a fonte escolhida para cálculo da metodologia deverá ser o PRODES ou o MapBiomias.

O PRODES, que se trata de uma fonte oficial de dados com resultados bastante confiáveis, necessita de grande intervenção do pesquisador para torná-los homogêneos ano a ano, conforme explicado anteriormente na Figura 9, o que pode ser um dos motivos das divergências de desmatamento encontradas (valores calculados e incrementos divulgados). Adicionalmente, a mudança de resolução espacial ao longo dos anos, introduz erros adicionais (de borda) aos dados.

Dessa forma, optou-se por utilizar os dados do MapBiomias, porque além de possuírem grande histórico de dados necessários à metodologia, possuem resolução espacial padronizada entre os anos. Além disso, o projeto disponibiliza mapas de transição dispensando a construção dos mesmos para realizar os cálculos da metodologia proposta. No entanto, é importante salientar que a variação entre valores calculados e valores de incremento divulgados pelo PRODES não impossibilita a comparação entre os métodos propostos, mas pode gerar incerteza quanto à utilização das estimativas para outras finalidades, pois estas poderão conter erros não mensuráveis.

A escolha envolve também o fato de os dados do MapBiomias estarem disponíveis na plataforma GEE, tornando desnecessária a etapa de aquisição de dados e oportunizando usufruir do processamento em nuvem.

6 Área de estudo

A Amazônia Legal, conforme descrito no Capítulo 3, compreende os Estados do Acre, Pará, Roraima, Rondônia, Amapá, Mato Grosso e parte do Tocantins e de Goiás¹, cobrindo cerca de 60% do território brasileiro. Apesar de sua riqueza natural (maior manancial de água doce do mundo e rica biodiversidade) a região possui altas taxas de desmatamento, consistindo na região brasileira que apresenta maior desmatamento nas últimas décadas, e, conseqüentemente área brasileira com maior risco socioambiental, conforme conceituação do Capítulo 4 e análises das autuações do IBAMA e ICMBio descritas nas Tabelas 8 e 13.

Além disso, o desmatamento da região engloba aspectos da legislação tratados no Capítulo 3, pois envolve incentivos fiscais e políticas de colonização, incentivadas pelo Governo Federal no passado, até atividades econômicas que envolvem a exploração madeireira, a pecuária e o agronegócio, com ênfase à cultura de soja em áreas de pastagem (SOARES-FILHO et al., 2005).

Dentre os estados da Amazônia Legal, o Pará é o estado que apresenta o maior percentual de desmatamento, conforme mostra a Figura 14, além de ser relevante em termos de expansão da fronteira agropecuária (DAGNINO, 2014) e fazer parte do chamado Arco do Desmatamento, que engloba a região sul do estado.

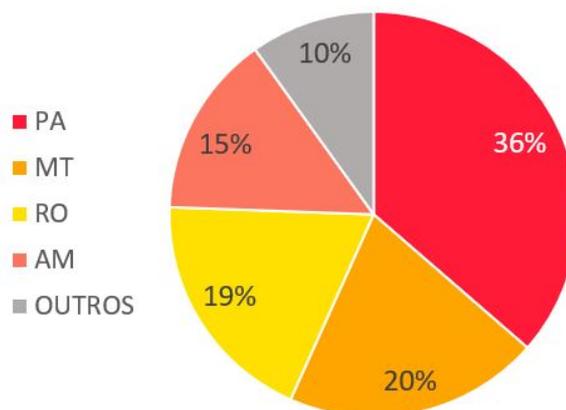


Figura 14 – Desmatamento nos Estados da Amazônia Legal.
Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados do PRODES ².

Para atender ao objetivo metodológico do presente trabalho, a área de estudo necessariamente precisa possuir histórico de desmatamento e, por este motivo, a área

¹ Os números gerados desconsideram o estado de Goiás conforme explicações anteriores.

² Disponível em: <www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>.

escolhida foi a área de influência da BR-163, que engloba parte dos estados do Pará³, Mato Grosso e Amazonas e compõe parte do Arco do Desmatamento, influenciado pela rodovia BR-230 (Transamazônica).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente⁴, é umas das regiões mais importantes da Amazônia pelo seu potencial econômico, motivo pelo qual, em 2006, a presidência da república lançou o Plano de Desenvolvimento Regional Sustentável para a Área da BR-163 Cuiabá-Santarém (projeto Plano BR-163 Sustentável), que faz parte do Plano da Amazônia Sustentável (PAS) e define limites geográficos e objetivos comerciais e operacionais para o desenvolvimento da região (BRASIL, 2006). A área de influência da BR-163 será chamada apenas de AIBR163 ao longo deste trabalho, representada na Figura 15, que indica também a localização das principais rodovias (BR-163 Cuiabá-Santarém e a BR-230 Transamazônica) supracitadas.

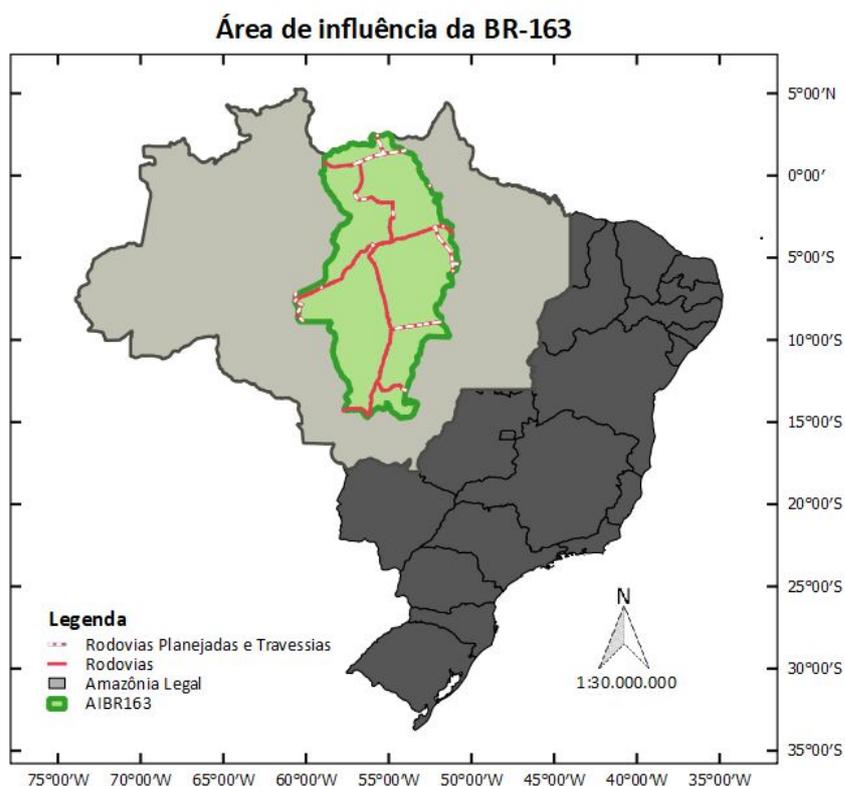


Figura 15 – Área de estudo (AIBR163) e principais rodovias.
Fonte: Elaborada pela autora.

O histórico de desmatamento dos estados da Amazônia Legal, apresentado na Figura 16, indica que no início da série, mais de 65% do desmatamento da Amazônia Legal ocorreu nos três estados que compõem a área de estudo (Pará, Amazonas e Mato Grosso).

³ Sem englobar as regiões do estado que possuem maior incidência de nuvens que poderiam dificultar os processos de estimação.

⁴ Disponível em: <www.mma.gov.br/florestas/projeto-br-163>.

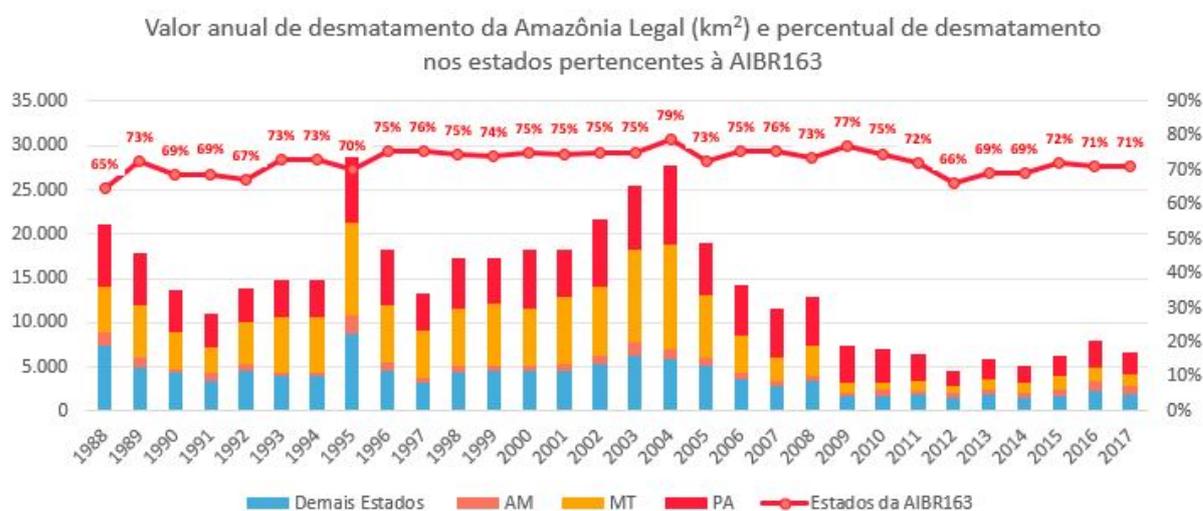


Figura 16 – Histórico de desmatamento da Amazônia Legal e percentual de desmatamento dos estados da AIBR163.

Fonte: Elaborada pela autora a partir de PRODES ⁵.

Um questionamento que surge ao avaliar as taxas históricas de desmatamento do estados que compõe a AIBR163 é: por que essa região apresenta maior desmatamento do que as demais?

Para compreender essa questão é preciso entender primeiramente os principais agentes incentivadores do desmatamento que podem estar relacionados com:

- pecuária;
- agricultura;
- extrativismo;
- aberturas de estradas;
- outros fatores.

A proximidade de rodovias representa um fator relevante para o aumento do desmatamento, que conforme CHOMITZ; THOMAS (2000) é uma forte preditora do mesmo. FEARNSTIDE (2007) afirma que a criação e pavimentação de estradas aumenta drasticamente o desmatamento ao longo de sua rota, pois promove facilidade de acesso a regiões antes remotas, aumentando a propensão de antropização das mesmas e consequentemente o desmatamento. Dessa forma, a área de estudo é justamente uma área impactada pelas rodovias BR-163 e BR-230 (Transamazônica), que podem ser um dos fatores relevantes, fato que pode ser destacado como um dos motivos da sua alta taxa de desmatamento.

⁵ Disponível em: <www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>.

Segundo ALVES (2002), na “Amazônia Brasileira aproximadamente 90 por cento do desmatamento tem ocorrido dentro de um *buffer* de 100 km ao longo de estradas construídas pelo governo federal”. A rodovia BR-163 começou a ser construída pelo governo militar na década de 1970, com o objetivo de ser um “promissor corredor de desenvolvimento Sul-Norte” (COY; KLINGLER, 2014, p.4), ligando Tenente Portela, no Rio Grande do Sul, à Santarém, no Pará. Esse corredor criado entre os estados, contribuiu fortemente para a migração dos gaúchos em direção a Amazônia e conseqüentemente para o aumento da pecuária na região.

Além da construção da rodovia, o governo militar da década de 70 concedeu uma série de incentivos fiscais, promovendo o assentamento de pequenos agricultores ao longo da rodovia no norte do Mato Grosso e no Pará. Essa medida adotada pelo governo, buscava minimizar problemas sociais e conflitos oriundos da modernização agrícola no sul do País e das secas no nordeste, conforme salienta COY; KLINGLER (2014). Por outro lado, esses incentivos fiscais fizeram com que grandes investidores fossem atraídos para a região, principalmente àqueles interessados na agricultura de grande porte e pecuária extensiva, o que causou a expulsão dos pequenos agricultores, tornando o norte do Mato Grosso “uma das principais áreas que se beneficiaram dos incentivos fiscais para a pecuária de grande escala em áreas desmatadas” (COY; KLINGLER, 2014, p.8).

Conforme corrobora MARGULIS (2003), grande parte do desmatamento realizado na AIBR163 até o ano de 2002 resulta da pecuária de grande e médio portes motivada por interesses privados de agentes poderosos. O autor salienta que a expansão da pecuária nos estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia, principais produtores da Amazônia Legal, aumentou a exportação de carne em praticamente 300% entre os anos de 1999 e 2002, impulsionando ainda mais o desmatamento.

O desmatamento envolve perspectivas socioambientais (motivadores desse trabalho) de difícil mensuração, uma vez que podem melhorar alguns aspectos sociais e piorar outros, como por exemplo, aumentar a desigualdade, diminuir o desemprego, melhorar as condições gerais de vida local, dentre inúmeros outros. Do ponto de vista ambiental, a dificuldade de mensuração provém da incerteza sobre quais degradações são irreversíveis uma vez que podem eliminar potenciais que não são plenamente conhecidos.

A antropização de áreas, e conseqüentemente seu desmatamento, conforme salienta MARGULIS (2003), pode se dar de duas formas: pela compra direta de terras por grandes agentes capitalizados (empresas madeireiras, de mineração, de energia, grandes pecuaristas, etc) ou pela compra indireta das terras de pequenos agricultores. De forma similar, OLIVEIRA-FILHO; METZGER (2006) indicam que os padrões de desmatamento podem variar conforme a região e o objetivo econômico ou de subsistência envolvido e explica que na Amazônia Legal existem três padrões distintos de desmatamento: espinha de peixe (*fishbone pattern*), colonização independente e grandes propriedades.

O padrão espinha de peixe é encontrado ao longo de rodovias, que ao serem construídas ou pavimentadas passam a permitir maior acesso a áreas remotas. A partir da estrada principal, estradas menores são construídas e o desmatamento ocorre ao longo das rodovias formando o padrão de espinha de peixe, composto de várias pequenas áreas desmatadas, da ordem de 50 hectares, conforme salienta NASA (2012). Esse tipo de desmatamento pode ser relacionado com a “compra indireta” de terras pelos grandes agentes, mencionada anteriormente.

O padrão de colonização independente é caracterizado por desmatamentos isolados de pequenas propriedades, ou seja, representa áreas “ocupadas usualmente por famílias que se estabelecem independentes dos programas governamentais” (OLIVEIRA-FILHO; METZGER, 2006, p.2).

Já com relação ao padrão de grandes propriedades, NASA (2012) indica que são áreas de mais de 1.000 hectares compradas por investidores interessados em criação extensiva de gado. Este padrão de desmatamento se relaciona com a “compra direta” mencionada anteriormente.

7 Materiais e Método

7.1 Materiais

Conforme explicado no Capítulo 5, os dados utilizados para prever o desmatamento futuro foram os dados do MapBiomias. Além desses dados, outras informações foram necessárias ao longo do trabalho. Segue a lista completa de dados utilizados:

- MapBiomias: mapas de transição anual;
- Ministério do Meio Ambiente (MMA): Limites do Bioma Amazônia¹ e área de influência da BR-163;
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): Limites dos Estados e Municípios² e área dos municípios³;
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA): Infrações ambientais⁴;
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio): Infrações ambientais⁵;
- Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT): rodovias federais⁶.

Os *softwares* e ferramentas utilizados para manipulação dos dados, bem como suas finalidades, foram os seguintes:

- R 3.5.1: análise dos motivos de embargo (Seções 4.1 e 4.2) e avaliação das fontes de dados (Seções 5.1, 5.1 e 5.3);
- *Google Earth Engine* (GEE): obtenção dos dados de avaliação do MapBiomias (Seção 5.3), codificação do algoritmo para cálculo das metodologias propostas (Seção 7.2) e processamento dos resultados;

¹ Disponível em: <www.mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm?amazlegal>.

² Disponível em: <<https://bit.ly/2IAIoFB>>.

³ Disponível em: <<https://bit.ly/2Z7wQ8R>>.

⁴ Disponível em: <<https://bit.ly/2go3nQZ>>.

⁵ Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/infracoesambientais/areas-embargadas>>.

⁶ Disponível em: <www.dnit.gov.br/planejamento-e-pesquisa/dnit-geo>.

- Microsoft Excel e Powerpoint: figuras e gráficos de todos os capítulos;
- QGIS 2.14: operações de geoprocessamento indisponíveis no R e apresentação de mapas;
- Figshare: tabela dos crimes ambientais autuados pelos órgãos reguladores (IBAMA e ICMBio) categorizada;
- GitHub: códigos de exploração das fontes de dados em R e de aplicação da metodologia no GEE.

7.2 Método

Para estimar a área de desmatamento futura, que representa o risco socioambiental neste trabalho, considerando o comportamento temporal no evento, uma técnica viável é a utilização de processos markovianos, ou Cadeias de Markov. Segundo CHISATO; FIORI; HASUI (2003), compreender a evolução espaço-temporal da mudança de uso e cobertura do solo constitui um passo importante para entendimento da relação entre o homem e o meio físico e para a estimação de consequências futuras.

A técnica vem sendo utilizada para temas variados que envolvem questões ambientais, como por exemplo, estimação de dinâmicas florestais (TEIXEIRA et al., 2007), urbanização de terras agrícolas (MULLER; MIDDLETON, 1994), padrões de ocupação de cidades e vilarejos (SANG et al., 2011), tendência e previsão de mudanças de uso do solo (VILELA, 2009; RUHOFF; CRUZ; COLLISCHONN, 2010; WANG; ZHENG; ZANG, 2012; SALES et al., 2016).

Segundo OLIVEIRA (2012), são modelos matemáticos utilizados para descrever processos que se movem em uma sequência de passos (intervalos de tempos) através de um número finito de estados discretos (classes), denominado espaço de estados (Ω), representado na Equação 7.1.

$$\Omega = \{\text{Estado 1, Estado 2, } \dots, \text{Estado } c\} \quad (7.1)$$

A peculiaridade deste tipo de processo estocástico, ou processo aleatório, é o fato de atenderem uma propriedade particular denominada de propriedade de Markov (HOEL; PORT; STONE, 1986), que indica que um estado depende exclusivamente do estado anterior, desprezando o histórico mais antigo, isto é, o estado futuro depende apenas do estado presente (TEIXEIRA et al., 2007).

Dessa forma, a probabilidade de a variável aleatória X_t assumir o valor x_t dado os valores observados nos passos (tempos) anteriores $X_{t-1}, X_{t-2}, \dots, X_0$ é igual a probabilidade de assumir o valor x_t dado o valor observado x_{t-1} no passo imediatamente anterior, conforme expressa Equação 7.2:

$$P(X_t = x_t / X_{t-1} = x_{t-1}, X_{t-2} = x_{t-2}, \dots, X_0 = x_0) = P(X_t = x_t / X_{t-1} = x_{t-1}) \quad (7.2)$$

A probabilidade de a variável aleatória X_{t-1} assumir um determinado valor pertencente ao espaço de estados no próximo passo X_t é chamada de probabilidade de transição. De forma simplificada as probabilidades de transição são calculadas através da comparação direta entre os estados de dois passos distintos nos quais são mensuradas as frequências relativas (de área, de *pixels*, etc) de mudança de um estado para outro. Essas probabilidades são representadas em uma tabela cruzada denominada matriz de transição, que pode ser empregada para estimar a frequência de estados futuros.

A frequência dos estados em um determinado passo (tempo) pode ser representada em um vetor linha F^0 , conforme Equação 7.18

$$F^0 = \begin{bmatrix} f_1^0 \\ f_2^0 \\ \vdots \\ f_c^0 \end{bmatrix}^T \quad (7.3)$$

onde,

f_i^0 é a frequência do estado i no passo 0;

Dessa forma, as probabilidades de transição de um estado inicial i para um estado final j são dadas pela Equação 7.4 que pode ser expressada em termos de frequências conforme Equação 7.5 .

$$p_{ij} = P(X_t = j / X_{t-1} = i) \quad (7.4)$$

$$p_{ij} = \frac{f_{ij}}{f_{i*}} \quad (7.5)$$

onde,

$$f_{i*} = \sum_{j=1}^c f_{ij}$$

A matriz de transição de todos os estados iniciais e finais é representada pela matriz P de ordem $c \times c$, conforme Equação 7.6:

$$\begin{aligned}
P &= \begin{pmatrix} p_{11} & \cdots & p_{1j} & \cdots & p_{1c} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ p_{i1} & \cdots & p_{ij} & \cdots & p_{ic} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ p_{c1} & \cdots & p_{cj} & \cdots & p_{cc} \end{pmatrix} \\
&= \begin{pmatrix} f_{11}/f_{1*} & \cdots & f_{1j}/f_{1*} & \cdots & f_{1c}/f_{1*} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ f_{i1}/f_{i*} & \cdots & f_{ij}/f_{i*} & \cdots & f_{ic}/f_{i*} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ f_{c1}/f_{c*} & \cdots & f_{cj}/f_{c*} & \cdots & f_{cc}/f_{c*} \end{pmatrix} \quad (7.6)
\end{aligned}$$

Para que o processo seja considerado probabilístico, sua matriz de transição deve satisfazer algumas propriedades, conforme Equações 7.7 e 7.8:

$$p(i, j) \geq 0 \quad (7.7)$$

$$\sum_j p(i, j) = 1 \quad (7.8)$$

A propriedade da Equação 7.7 indica que seu valor não pode ser negativo, pois se trata de uma probabilidade e a Equação 7.8 especifica que a soma de todos os possíveis valores do estado final j dado um estado inicial i é igual a 1 (DURRETT, 1999). Na matriz P (Equação 7.6) essa soma é representada pelo total da linha i .

A matriz de transição pode ser utilizada para estimar passos futuros, digamos δ . Segundo HÄGGSTRÖM (2002), a distribuição para qualquer tempo δ será dada através da multiplicação da distribuição dos estados iniciais (F^0) pela matriz de transição (P) elevada à potência δ , conforme Equação 7.9.

$$F^\delta = F^0 P^\delta \quad (7.9)$$

É importante ressaltar que a utilização recorrente da matriz de transição P faz com que em todas as estimativas futuras as probabilidades de mudança se mantenham constantes, conferindo estacionariedade ao processo de estimação e conseqüentemente às estimativas. SALES et al. (2016), indicam que vários modelos de simulação de mudanças do uso do solo vêm sendo empregados atualmente para avaliar e propor cenários futuros e que

para os casos de cenários estacionários, o modelo das Cadeias de Markov tem sido utilizado com maior frequência. No entanto, para processos de modelagem de fenômenos naturais dinâmicos, como o desmatamento (conforme Figura 16), a estacionariedade pode representar uma limitação, conforme salienta BENEDETTI (2010). RUHOFF; CRUZ; COLLISCHONN (2010), confirmam essa afirmação concluindo que considerar estacionariedade em processos não estacionários produz grande variabilidade nas estimativas quando comparadas com a verdade de campo.

Além da limitação da estacionariedade, PEDROSA; CÂMARA (2004) salientam que Cadeias de Markov estimam bem quantidades, mas são limitadas na resposta espacial, ou seja, não são capazes de distribuir as estimativas localmente. RUHOFF; CRUZ; COLLISCHONN (2010), consideram essa uma das principais limitações da técnica para estimação de fenômenos. Conforme exposto, as limitações da técnica para o propósito deste trabalho podem ser resumidas em duas:

- Estacionariedade: supõe que as probabilidades de transição são constantes ao longo do tempo;
- Estimativa global: estima quantidade de transição, mas não as distribui localmente.

Para minimizar os efeitos de estacionariedade, intrínseca dos processos markovianos, a proposta desta dissertação é utilizar uma matriz de transição móvel, isto é, ao invés de manter uma matriz de transição fixa, atualizá-la recorrentemente. De forma prática, seria como considerar o primeiro ano estimado em modelos de cadeias de markov tradicionais. Adicionalmente, foram adicionadas memórias à essas matrizes, ou seja, matrizes de transição que consideram o passo imediatamente anterior (1 ano) e matrizes de transição que consideram a média ponderada das probababilidades de transições passadas, que na prática podem ser compreendidas como matrizes de transições calculadas com passos maiores do que 1 ano.

Já para distribuir localmente as estimativas, uma solução simples proposta é a diminuição da região avaliada para calcular as probabilidades de transição e estimativas de desmatamento, conferindo ao processo mais informação local. A suposição por trás dessa solução é que a diminuição da região trará mais precisão às estimativas locais e conseqüentemente à estimativa de toda a região.

Ambas soluções e mais o fato de que foram avaliados vários anos, criam a necessidade de parâmetros adicionais às equações previamente definidas. Para estimar um estado futuro, a Equação 7.9 pode ser redefinida pela Equação 7.10:

$${}_m F^{\tau+\delta} = {}_m F^{\tau} \left(\xi {}_m P^{\phi} \right)^{\delta} \quad (7.10)$$

onde,

τ : representa o ano presente;

δ : representa a quantidade de passos futuros (em anos);

ϕ : representa o último ano considerado nas transições;

ξ : representa o primeiro ano considerado nas transições;

m : representa a sub-região avaliada.

É importante notar que $\phi - \xi$ representa a quantidade de transições consideradas no cálculo das probabilidades de transição móveis. Por exemplo, se $\phi = 2015$ e $\xi = 2013$ são utilizadas $(\phi - \xi) = 2$ transições para calcular as probabilidades móveis. Neste exemplo as transições utilizadas serão 2013-2014 e 2014-2015.

A Equação 7.10 indica que para uma sub-região m , o vetor de frequências dos estados estimados no ano $\tau + \delta$ pode ser calculado através da multiplicação do vetor de frequência de estados no ano τ pela matriz de transição deste mesmo município (calculada considerando as transições entre os anos ϕ e ξ) elevada δ passos à frente.

Dado que o objetivo deste trabalho é estimar uma transição específica ij é necessário compreender o funcionamento do cálculo da Equação 7.10 para propor uma forma de calcular apenas a transição específica desejada. Para facilitar a demonstração da Equação 7.11, consideraremos que $\delta = 1$:

$$\begin{aligned}
 \begin{bmatrix} f_1^{\tau+1} \\ \vdots \\ f_j^{\tau+1} \\ \vdots \\ f_c^{\tau+1} \end{bmatrix}^T &= \begin{bmatrix} f_1^\tau \\ \vdots \\ f_i^\tau \\ \vdots \\ f_c^\tau \end{bmatrix}^T \begin{pmatrix} p_{11} & \cdots & p_{1j} & \cdots & p_{1c} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ p_{i1} & \cdots & p_{ij} & \cdots & p_{ic} \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ p_{c1} & \cdots & p_{cj} & \cdots & p_{cc} \end{pmatrix} \\
 &= \begin{pmatrix} (f_1^\tau \times p_{11}) + \cdots + (f_i^\tau \times p_{i1}) + \cdots + (f_c^\tau \times p_{c1}) \\ \vdots \\ (f_1^\tau \times p_{1j}) + \cdots + (f_i^\tau \times p_{ij}) + \cdots + (f_c^\tau \times p_{cj}) \\ \vdots \\ (f_1^\tau \times p_{1c}) + \cdots + (f_i^\tau \times p_{ic}) + \cdots + (f_c^\tau \times p_{cc}) \end{pmatrix} \\
 &= \begin{pmatrix} (f_{11}^{\tau+1}) + \cdots + (f_{i1}^{\tau+1}) + \cdots + (f_{c1}^{\tau+1}) \\ \vdots \\ (f_{1j}^{\tau+1}) + \cdots + (f_{ij}^{\tau+1}) + \cdots + (f_{cj}^{\tau+1}) \\ \vdots \\ (f_{1c}^{\tau+1}) + \cdots + (f_{ic}^{\tau+1}) + \cdots + (f_{cc}^{\tau+1}) \end{pmatrix} \tag{7.11}
 \end{aligned}$$

Dessa forma, para expressar uma transição específica ij a Equação 7.10 pode ser reescrita como:

$${}_m f_{ij}^{\tau+\delta} = {}_m f_i^{\tau} \left[\left(\begin{matrix} \xi \\ m \end{matrix} P^{\phi} \right)^{\delta} \right]_{ij} \quad (7.12)$$

onde,

ij representa a transição específica a ser estimada;

Na Equação 7.12 a matriz de transição móvel é calculada da mesma forma que na Equação 7.10, mas para efetuar o cálculo utiliza-se apenas a posição ij da matriz já elevada a δ . Esse cálculo ao invés de produzir o vetor de frequências estimado para todos os estados, produz o valor estimado da transição específica ij do município m para o ano $\tau + \delta$.

Em ambas equações os parâmetros sobrescritos representam o tempo e os subscritos representam o espaço.

Por exemplo, ao estimar os estados 3 passos à frente à partir do ano de 2012, considerando transição móvel de 2005 a 2009 na sub-região A, os parâmetros de cálculo seriam:

$$\tau = 2012; \delta = 3; \phi = 2009; \xi = 2005; m = A.$$

A Equação 7.10 ficaria:

$${}_A F^{2015} = \left(\begin{matrix} 2005 \\ A \end{matrix} P^{2009} \right)^3 {}_A F^{2012}$$

E a Equação 7.12, se o objetivo fosse estimar a transição do estado 1 para o estado 3 seria escrita conforme:

$${}_A f_{13}^{2015} = \left[\left(\begin{matrix} 2005 \\ A \end{matrix} P^{2009} \right)^3 \right]_{13} {}_A f_1^{2012}$$

Para o tema objeto dessa dissertação, a variável aleatória representa a classe de uso e cobertura do solo de determinado pixel que assume valores no espaço de estados “Floresta”, “Não floresta”, “Uso do Solo”, “Hidrografia e Nuvem”. Assim sendo, o espaço de estados definido na Equação 7.1 pode ser reescrito através da Equação 7.13.

$$\Omega = \{\text{Floresta, Não floresta, Uso do Solo, Hidrografia e Nuvem}\} \quad (7.13)$$

É importante notar que as classes “Hidrografia” e “Nuvem” foram unidas em uma mesma classe, uma vez que não são objeto de interesse do presente estudo. Para facilitar a notação utilizada nos cálculos, cada classe recebeu um código numérico:

- Floresta = 1;
- Não Floresta = 2;
- Uso do solo = 3;
- Hidrografia e Nuvem = 4;

Dessa forma, o espaço dos estados numérico é representado na Equação 7.14:

$$\Omega = \{1, 2, 3, 4\} \quad (7.14)$$

Conforme mencionado na Seção 5.3, o MapBiomias disponibiliza imagens com as transições ocorridas em passos pré-definidos e para este trabalho serão utilizados os mapas de transição com passo de 1 ano, isto é, a transição ocorrida de um ano para o outro.

No entanto é importante salientar que as transições disponibilizadas originalmente pelo MapBiomias são a combinação das classes da Tabela 25 (coluna Classe Original, considerando o nível mais granular), ou seja, são 18 classes combinadas que tem potencial de gerar 324 possíveis transições. As transições originais foram recategorizadas considerando os 4 estados apresentados na Equação 7.14, conforme exemplo da Figura 17 que exemplifica a categorização da transição original do MapBiomias de “Formação campestre” para “Pastagem”.

Dado	Classe origem	Classe Destino	Transição
MAPBIOMAS	12 (Formação campestre)	15 (Pastagem)	1215
Recategorizado	2 (Não Floresta)	3 (Uso do solo)	23

Figura 17 – Exemplo de recategorização das transições.

Fonte: Autora.

Após recategorizar as transições originais nos 4 estados, as possíveis transições pertencem ao conjunto da Equação 7.15.

$$T_{ij} \in \{11, 12, 13, 14, 21, 22, 23, 24, 31, 32, 33, 34, 41, 42, 43, 44\} \quad (7.15)$$

Para o espaço de estados do presente trabalho, a matriz P pode ser representada através da Equação 7.16:

$$P = \begin{pmatrix} p_{11} & p_{12} & p_{13} & p_{14} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & p_{24} \\ p_{31} & p_{32} & p_{33} & p_{34} \\ p_{41} & p_{42} & p_{43} & p_{44} \end{pmatrix} \quad (7.16)$$

Considerando as classes representadas pelas transições definidas, verifica-se que algumas transições não ocorrem no ambiente real. Para os casos em que essas transições apresentaram valores positivos, foram assumidas algumas premissas para corrigí-las, mantendo sua frequência na classe inicial ou final da transição, conforme segue:

- Transição “Floresta-Não Floresta” foi considerada “Floresta-Floresta”;
- Transição “Não Floresta-Floresta” foi considerada “Floresta-Floresta”;
- Todas as transições que envolveram “Nuvem” ou “Hidrografia” foram consideradas “Hidrografia + Nuvem”.

As transições que envolvem “Floresta” e “Não floresta” são transições que na prática não são possíveis, ou seja, são classes mutuamente exclusivas. Por exemplo:

- um pixel de “Floresta” não pode ser “Formação Campestre” no ano seguinte;
- um pixel de “Área úmida não florestal” não pode ser “Floresta” no ano seguinte.

Após aplicação das premissas, a matriz de transição sofre algumas alterações e pode ser representada pela Equação 7.17, conforme segue:

$$P = \begin{pmatrix} p_{11} + p_{12} + p_{21} & p_{13} & & & \\ & p_{22} & p_{23} & & \\ p_{31} & p_{32} & p_{33} & & \\ & & & (p_{*4} + p_{4*}) - p_{44} & \end{pmatrix} \quad (7.17)$$

onde,

$$p_{*4} = \sum_{i=1}^4 p_{i4}$$

$$p_{4*} = \sum_{j=1}^4 p_{4j}$$

Para ilustrar o impacto das premissas adotadas, a Tabela 31 traz a representatividade das transições “Floresta-Não floresta” (T_{12}) e “Não floresta-Floresta” (T_{21}) em toda a área de estudo e a Figura 18 indica a influência da adoção das premissas na transição “Floresta-Floresta” (T_{11}).

A Tabela 31 indica que as transições para as quais foram adotadas premissas representam um pequeno percentual, menos de 0,4% da região de estudo.

Tabela 31 – Representatividade das transições com premissas adotadas.

Transição	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Média
T ₁₂	0,12	0,11	0,08	0,11	0,11	0,12	0,12	0,09	0,09	0,08	0,06	0,10	0,09	0,12	0,07	0,07	0,23	0,10
T ₂₁	0,05	0,06	0,10	0,09	0,06	0,07	0,07	0,08	0,07	0,09	0,08	0,06	0,09	0,10	0,07	0,09	0,14	0,08
TOTAL	0,17	0,17	0,18	0,20	0,17	0,19	0,19	0,17	0,16	0,17	0,14	0,17	0,18	0,23	0,14	0,16	0,36	0,18

Fonte: Autora.

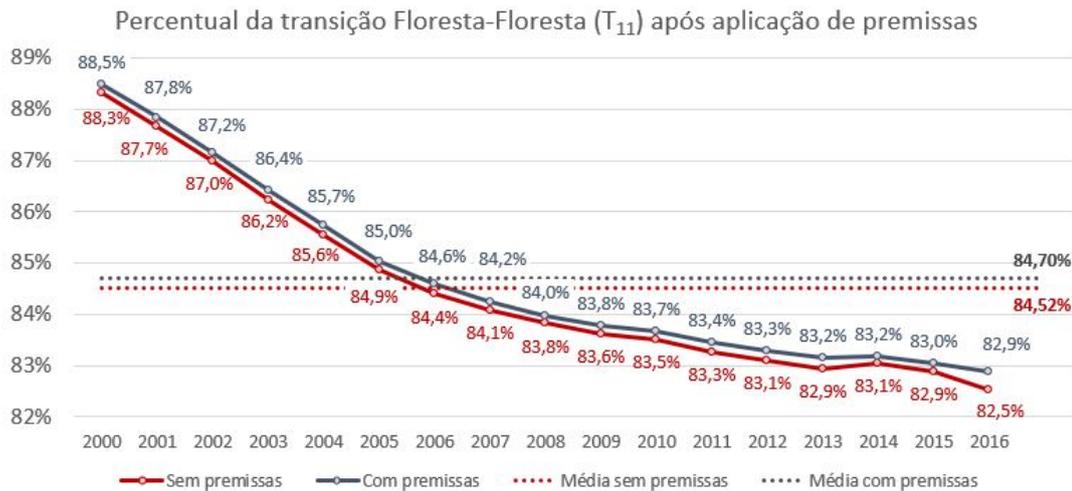


Figura 18 – Impacto das premissas adotadas na transição Floresta-Floresta
Fonte: Autora.

Conforme Figura 18, a classe “Floresta-Floresta” teve um pequeno acréscimo na sua área após aplicação das premissas. Esse acréscimo não prejudica a metodologia empregada, uma vez que as mesmas premissas foram adotadas em todas as etapas do processo de estimação e validação.

Conforme explicado anteriormente, a matriz P pode ser utilizada para estimar passos futuros. No caso particular deste estudo, o vetor F de frequências no passo τ é representado na Equação 7.18

$$F^\tau = \begin{bmatrix} f_1^\tau \\ f_2^\tau \\ f_3^\tau \\ f_4^\tau \end{bmatrix} \quad (7.18)$$

onde,

f_1^τ é a quantidade de pixels do estado 1 (“Floresta”) no ano τ ;

f_2^τ é a quantidade de pixels do estado 2 (“Não Floresta”) no ano τ ;

f_3^τ é a quantidade de pixels do estado 3 (“Uso do Solo”) no ano τ ;

f_4^τ é a quantidade de pixels do estado 4 (“Nuvem e hidrografia”) no ano τ .

Na aplicação da metodologia proposta, o passo a ser estimado será sempre o ano seguinte ao ano τ , o ano τ além de ser o ano utilizado para previsão do ano seguinte também será sempre o último ano considerado nas transições e a transição específica a ser estimada será a transição 13 (“Floresta-Usado solo”). Essas particularidades implicam na simplificação das Equações 7.10 e 7.12, conforme abaixo:

$${}_m F^{\tau+1} = {}_m F^{\tau} \left(\xi {}_m P^{\tau} \right)^1 \quad (7.19)$$

$${}_m f_{13}^{\tau+1} = {}_m f_1^{\tau} \left[\left(\xi {}_m P^{\tau} \right)^1 \right]_{13} \quad (7.20)$$

Note que a Equação empregada para aplicação da metodologia será a Equação 7.20 e a simplificação indica que:

- $\delta = 1$;
- $\phi = \tau$;
- $ij = 13$.

Para estimar o desmatamento a partir dos mapas de transição do MapBiomass, foram utilizados 3 fluxos de cálculo, que possuem finalidades distintas e são apresentados nas Figuras 19 a 23:

- Fluxo 1: cálculo das probabilidades;
- Fluxo 2: preparação do estado presente e estimação do desmatamento futuro;
- Fluxo 3: preparação dos dados de validação e cálculo do erro de estimação.

A nomenclatura utilizada para identificação dos tempos dentro desses fluxos foi padronizada para facilitar o entendimento da seguinte forma:

- Passado: representa os anos iniciais das matrizes de transição ($< \tau$);
- Presente: representa o ano da última transição e o ano utilizado para calcular as estimativas futuras (τ);
- Futuro: representa o ano estimado ($\tau + 1$).

Cabe salientar que o Fluxo 1 será apresentado mais de uma vez, conforme aumentar a complexidade do cálculo das probabilidades. A Figura 19 mostra o Fluxo 1 mais simples, no qual são calculadas probabilidades da transição móvel sem memória entre os estados “Floresta-Usado do solo” (p_{13}).

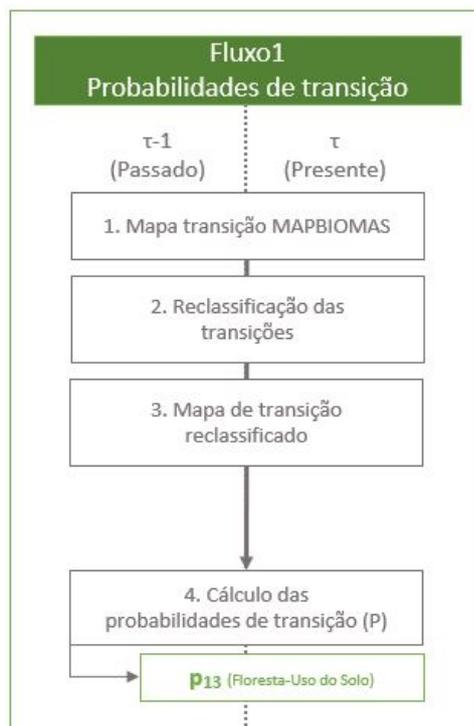


Figura 19 – Fluxo1: cálculo das probabilidades de transição móveis sem memória (MM1).
Fonte: Autora.

O processo de cálculo das probabilidades de transição, apresentado na Figura 19, inicia com o mapa de transição bruto disponibilizado pelo projeto MAPBIOMAS entre o ano “passado” ($\tau - 1$) e “presente” (τ) que passa por uma etapa de reclassificação das transições, conforme exemplo da Figura 17 e premissas previamente explicadas. A partir dos mapas reclassificados são calculadas as probabilidades de transição entre os tempos e selecionada a probabilidade da transição desejada. Note que neste fluxo as probabilidades de transição calculadas são móveis mas sem memória (ou com memória de 1 passo).

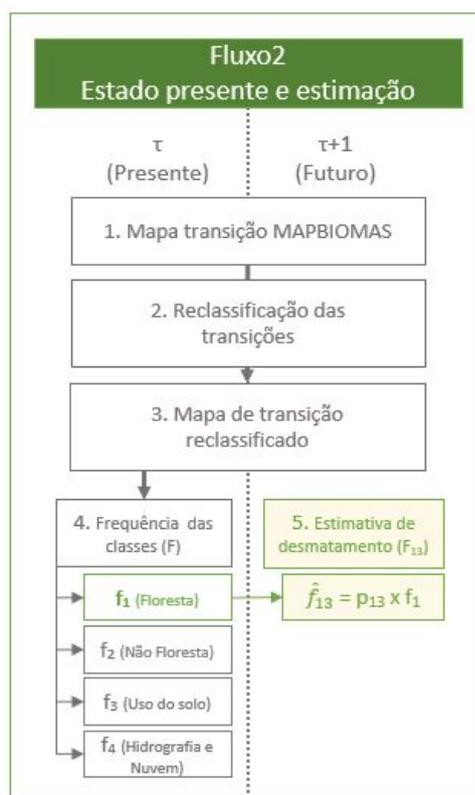


Figura 20 – Fluxo2: Preparação do ano atual e estimação do desmatamento do ano futuro.
Fonte: Autora.

No Fluxo 2, Figura 20, são realizados procedimentos para obtenção do estado “presente” no qual será aplicada a probabilidade previamente calculada no Fluxo 1 para estimação do desmatamento no tempo futuro $\tau + 1$.

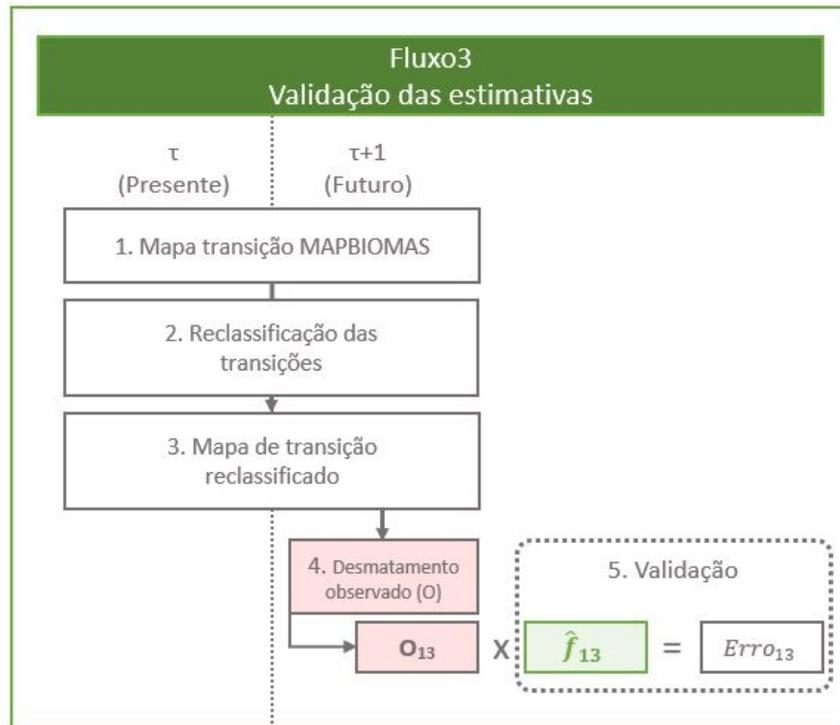


Figura 21 – Fluxo3: Validação dos resultados.

Fonte: Autora.

No Fluxo 3, Figura 21, os valores estimados são comparados com os valores observados para a transição T_{13} (“Floresta-Use do solo”) e o erro da estimativa é calculado.

A inclusão de memória nos cálculos das probabilidades, torna o Fluxo 1 um pouco mais complexo uma vez que passa a considerar probabilidades de transição médias ao longo do tempo passado, o que supostamente conferirá menor volatilidade às estimativas. Para ambas formas de estimação (móvel com e sem memória), as probabilidades de transição são atualizadas a cada nova estimativa, configurando seu caráter móvel o que torna as probabilidades mutáveis com o tempo. A Figura 22, ilustra o fluxo de cálculo para as probabilidades móveis considerando 2 transições passadas ($\tau - \xi = 2$).

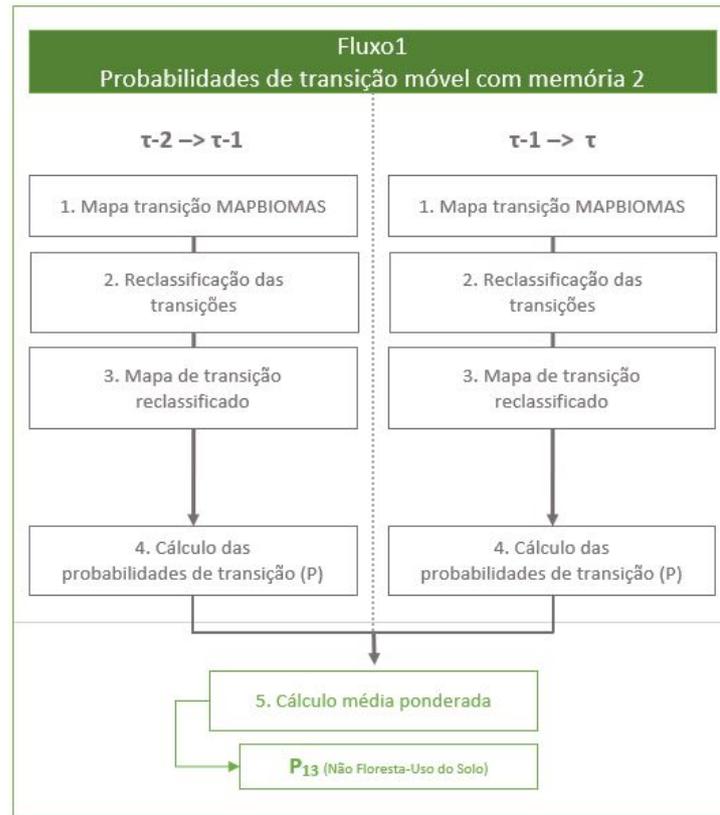


Figura 22 – Fluxo1: cálculo das probabilidades de transição móveis com memória MM2. Fonte: Autora.

Para facilitar a nomenclatura, as probabilidades de transição móvel com memória serão nomeadas “MM”. Por exemplo, “MM2” refere-se à probabilidades móvel com memória 2. Note que quando o parâmetro é igual a 1, representa a probabilidade do primeiro Fluxo 1 (Figura 19), isto é, sem memória.

O cálculo das probabilidades móveis pode ser generalizado, considerando memórias mais longas, por exemplo $\tau - \xi$ transições. Neste caso, para obter a estimativa do desmatamento utilizaríamos as probabilidades de transição móveis $MM(\tau - \xi)$, conforme a Figura 23.

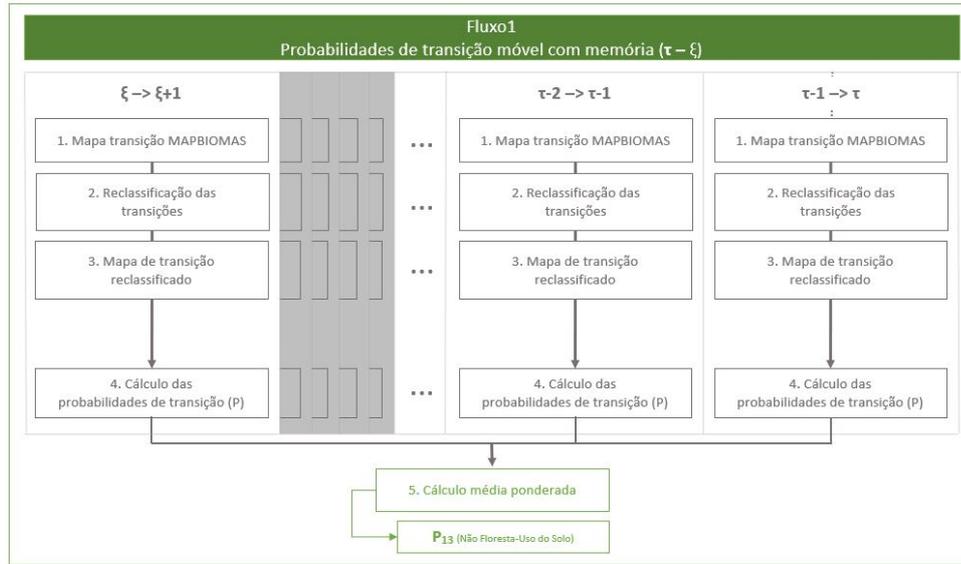


Figura 23 – Fluxo1: cálculo das probabilidades de transição móveis com memória $MM\xi$.
 Fonte: Autora.

Para que as probabilidades de transição móveis com memória atendam as propriedades das Equações 7.7 e 7.8 seu cálculo deve considerar a média das probabilidades ponderadas pelo tamanho da classe no início de cada transição. Assim sendo, a probabilidade de uma transição específica ij com média móvel $\tau - \xi$ pode ser escrita conforme Equação 7.21:

$${}_{\xi}p_{ij}^{\tau} = \frac{f_{ij}^{\tau} + f_{ij}^{\tau-1} + \dots + f_{ij}^{\xi+1}}{f_{i*}^{\tau} + f_{i*}^{\tau-1} + \dots + f_{i*}^{\xi+1}} \quad (7.21)$$

Por exemplo, se $\tau = 2015$ e $\xi = 2010$, a probabilidades de transição ij seria:

$${}_{2010}p_{ij}^{2015} = \frac{f_{ij}^{2015} + f_{ij}^{2014} + \dots + f_{ij}^{2011}}{f_{i*}^{2015} + f_{i*}^{2014} + \dots + f_{i*}^{2011}}$$

É importante lembrar que, conforme definido nas Equações 7.19 e 7.20, que τ além de representar o ano presente que será utilizado para estimar o ano futuro, também representa o último ano considerado nas transições.

Utilizando a definição do cálculo de probabilidade com média móvel da Equação 7.21, verifica-se que a propriedade da Equação 7.7 é satisfeita automaticamente por se tratarem de frequências, pois estas não assumem valores menores que zero. Já a demonstração da propriedade da Equação 7.8 segue apresentada na Equação 7.22.

$$\begin{aligned}
\sum_{j=1}^c \xi p_{ij}^{\tau} &= \frac{\sum_{j=1}^c (f_{ij}^{\tau} + f_{ij}^{\tau-1} + \dots + f_{ij}^{\xi+1})}{f_{i*}^{\tau} + f_{i*}^{\tau-1} + \dots + f_{i*}^{\xi+1}} \\
&= \frac{\sum_{j=1}^c f_{ij}^{\tau} + \sum_{j=1}^c f_{ij}^{\tau-1} + \dots + \sum_{j=1}^c f_{ij}^{\xi+1}}{f_{i*}^{\tau} + f_{i*}^{\tau-1} + \dots + f_{i*}^{\xi+1}} \\
&= \frac{f_{i*}^{\tau} + f_{i*}^{\tau-1} + \dots + f_{i*}^{\xi+1}}{f_{i*}^{\tau} + f_{i*}^{\tau-1} + \dots + f_{i*}^{\xi+1}} \\
&= 1
\end{aligned} \tag{7.22}$$

A proposta para minimizar a limitação da espacialização das estimativas está relacionada com a diminuição da região considerada no cálculo. Por exemplo, ao invés de calcular as probabilidades de transição para toda a AIBR163 (probabilidade global), poderia-se calculá-las para cada estado que a compõe (probabilidade local) e efetuar a estimação da área desmatada para cada uma das sub-regiões. Esse mesmo raciocínio pode ser estendido para diminuir ainda mais a região avaliada, por exemplo, considerando municípios, bairros, setores censitários, etc.

O trabalho verifica se a segmentação da região de interesse em regiões menores implica em maior qualidade para as estimativas, utilizando como sub-regiões, os municípios que compõem a AIBR163, ilustrados na Figura 24.

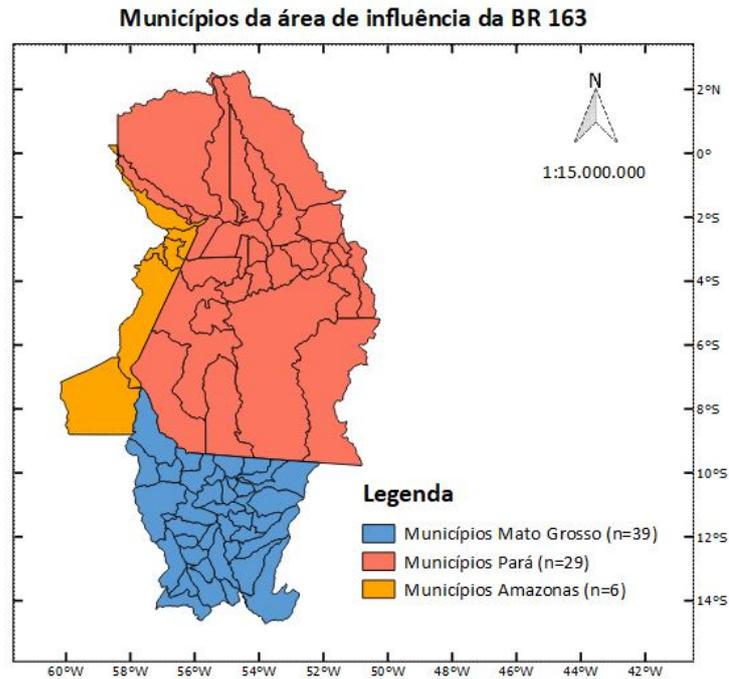


Figura 24 – Municípios que compõem a AIBR163 por estado.
Fonte: Elaborada pela autora.

A metodologia proposta foi aplicada para estimar o desmatamento futuro para toda a AIBR163 e separadamente para cada município que a compõe, que chamaremos de estimativa global e local respectivamente, conforme segue:

- Teste GPG: Estimativa global calculada com probabilidade global;
- Teste GPL: Estimativa global calculada com probabilidades locais;
- Teste LPG: Estimativa local calculada com probabilidade global;
- Teste LPL: Estimativa local calculada com probabilidades locais.

As estimativas calculadas localmente nos testes LPG e LPL são somadas para obter as estimativas globais dos testes GPG e GPL.

7.3 Comparação de resultados

O método de estimação proposto foi testado combinando dois fatores:

- aumentando a quantidade histórica de transições para calcular as probabilidades de transição móveis com memória e sem memória;

- diminuindo o tamanho da unidade de medida local (municípios que compõe a AIBR163).

A combinação desses dois fatores, representada na Tabela 32, possibilita que as comparações possam ser realizadas em dois sentidos: fixando o ano estimado e variando a memória da probabilidade móvel (comparação dentro da linha) ou variando o ano estimado e fixando a memória da probabilidade móvel (comparação dentro da coluna). Para facilitar a notação dentro da Tabela 32, considerou-se como anos de transição apenas o primeiro e último ano, ξ e τ respectivamente. Por exemplo, para a estimativa de 2016 com MM2, são utilizadas as transições 2013-2014 e 2014-2015, mas representada na Tabela 32 apenas como 2013-2015.

Tabela 32 – Plano de testes utilizando diferentes matrizes móveis de transição.

Ano Estimado	Prob. móvel sem memória	Prob. móvel com memória				
	MM1	MM2	MM3	MM4	MM5	MM6
2016	2014-2015	2013-2015	2012-2015	2011-2015	2010-2015	2009-2015
2015	2013-2014	2012-2014	2011-2014	2010-2014	2009-2014	2008-2014
2014	2012-2013	2011-2013	2010-2013	2009-2013	2008-2013	2007-2013
2013	2011-2012	2010-2012	2009-2012	2008-2012	2007-2012	2006-2012
2012	2010-2011	2009-2011	2008-2011	2007-2011	2006-2011	2005-2011
2011	2009-2010	2008-2010	2007-2010	2006-2010	2005-2010	2004-2010
2010	2008-2009	2007-2009	2006-2009	2005-2009	2004-2009	2003-2009
2009	2007-2008	2006-2008	2005-2008	2004-2008	2003-2008	2002-2008
2008	2006-2007	2005-2007	2004-2007	2003-2007	2002-2007	2001-2007
2007	2005-2006	2004-2006	2003-2006	2002-2006	2001-2006	2000-2006
2006	2004-2005	2003-2005	2002-2005	2001-2005	2000-2005	1999-2005
2005	2003-2004	2002-2004	2001-2004	2000-2004	1999-2004	1998-2004
2004	2002-2003	2001-2003	2000-2003	1999-2003	1998-2003	1997-2003
2003	2001-2002	2000-2002	1999-2002	1998-2002	1997-2002	1996-2002
2002	2000-2001	1999-2001	1998-2001	1997-2001	1996-2001	1995-2001
2001	1999-2000	1998-2000	1997-2000	1996-2000	1995-2000	1994-2000
2000	1998-1999	1997-1999	1996-1999	1995-1999	1994-1999	1993-1999

Fonte: Autora.

Avaliando a Tabela 32 percebe-se que quanto maior a memória utilizada, maior o histórico necessário de dados. Por exemplo, para estimar o ano de 2016 com MM1 o dado mais antigo necessário é o dado de 2014 enquanto que para estimar MM6 é preciso ter dados desde 2009.

Para avaliar a qualidade das estimativas foram utilizados dois tipos de erros,

conforme Equações 7.23 e 7.24:

$$ER = \left(\frac{\hat{E}}{O} - 1 \right) \times 100 \quad (7.23)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{a=1}^m (\hat{E}_a - O_a)^2}{m}} \quad (7.24)$$

onde,

\hat{E} é o valor estimado

O é o valor observado

m é quantidade de municípios

Note que os índices ij foram suprimidos uma vez que a única transição de interesse é a transição 13 (“Floresta-Usado solo”), que representa o desmatamento.

O ER representa o erro relativo entre estimativa e valor observado e foi utilizado para comparação de estimativas globais, isto é, para comparação de todas as combinações possíveis da Tabela 32, totalizando 102 testes. Além dessa utilização também foi empregado em análises das estimativas locais nas quais faz-se necessário comparar cada município consigo mesmo.

Já quando tratarmos de estimação local, para cada combinação de ano estimado e média móvel foram calculadas tantas estimativas quantas forem a quantidade de subregiões que compõe a AIBR163 (m municípios). Dessa forma, foram 102 testes para cada município, totalizando 7.548 valores estimados, considerando que a AIBR163 é composta por 74 municípios, conforme Figura 24. O $RMSE$ é conhecido como raiz quadrada do Erro Quadrático Médio (do inglês *Root Mean Square Error*), e foi empregado para avaliação da variabilidade das estimativas locais.

Parte IV

Resultados e Discussão

8 Resultados e discussão

Para atender aos objetivos definidos no Capítulo 2, ao longo dessa Seção serão apresentados os resultados da aplicação da metodologia proposta para a AIBR163, considerando estimativas globais e locais. Os códigos utilizados no GEE para calcular a metodologia encontram-se disponíveis em plataforma *online*¹, conforme segue.

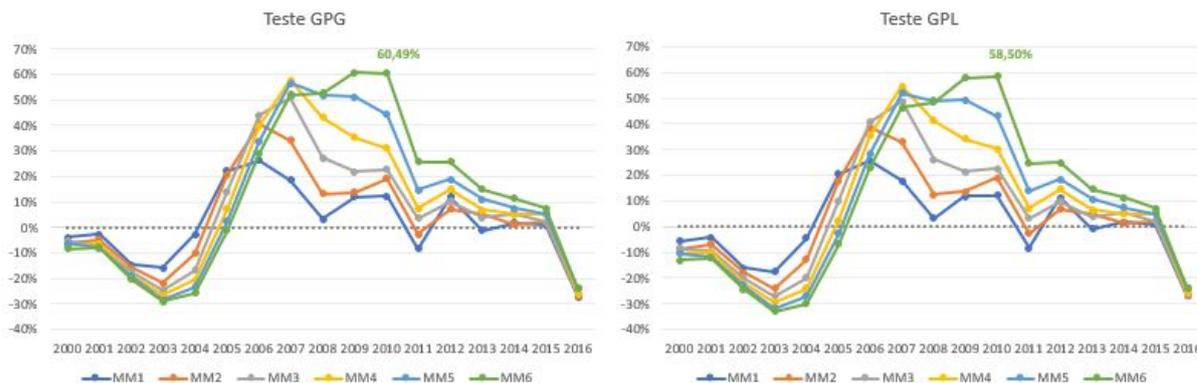
- EstimativasGlobais_AIBR163_MM_Github: cálculo das estimativas locais com probabilidade global;
- EstimativasLocais_AIBR163_MM_Github: cálculo das estimativas locais com probabilidade local;

Cabe ressaltar que os cálculos utilizam geometrias previamente trabalhadas que são lidas a partir do *Google Drive* do usuário, conforme explicado no Apêndice A. Cabe ainda ressaltar que as estimativas globais são calculadas com base na soma das estimativas locais, não necessitando de códigos específicos.

8.1 Resultados globais da AIBR163

O desmatamento estimado, conforme explicado no Capítulo 7, considerou probabilidades globais e locais e a variação da quantidade de histórico considerada para o cálculo das probabilidades móveis. A comparação entre os dois métodos foi realizada utilizando a métrica de erro *ER*, conforme gráficos da Figura 25.

¹ Acesso em: <https://github.com/MariMizutani/MasterWork_Codes>.



(a) Probabilidade global

(b) Probabilidade local

Figura 25 – (a) ER da estimativa global com probabilidade global.

(b) ER da estimativa global com probabilidade local.

Fonte: Autora.

A Figura 25 nos permite avaliar tanto a estabilidade das estimativas entre os anos como o comportamento do erro conforme a memória utilizada no cálculo das probabilidades. O padrão de comportamento apresentado em ambos gráficos indica que as estimativas não são estáveis, ou seja, ER varia conforme o ano estimado, independentemente da memória. Outro aspecto importante a ser considerado é que o ER pode ser negativo, ou seja, erros menores tanto positivos quanto negativos são aqueles que se encontram mais próximos à linha do 0 (zero).

Com relação à memória, os gráficos da Figura 25 indicam que quanto maior a memória considerada, maior o erro da estimativa, lembrando que quanto mais próximo de zero, menor o erro. Comparando os gráficos e observando os patamares máximos de erro de cada memória, é possível verificar que o Teste GPL possui o mesmo comportamento do teste GPG, mas um patamar de erro ligeiramente menor. Por exemplo, para o ano de 2010 com memória 6 (MM6) o erro do testes GPG foi de 60,49% enquanto que do teste GPL foi de 58,50%. A comparação entre os testes Global e Local pode ser verificada mais facilmente na Figura 26 que indica que os testes locais apresentam erros ligeiramente menores em alguns anos e ligeiramente maiores em outros, ou seja, são erros que acabam se compensando.



Figura 26 – Comparação dos testes GPG e GPL conforme memória

Fonte: Autora ².

Esses resultados evidenciam que para o fenômeno desmatamento, a memória recente (MM1) é mais importante do que considerar históricos mais longos. Fazendo uma analogia com ALVES (2002), que indica que o desmatamento tende a ocorrer perto de áreas previamente desflorestadas, podemos pensar que o termo “previamente” pode estar relacionado com o tempo mais recente. Essa hipótese é confirmada por AGUIAR (2006) que mostra que modelos de regressão espacial tendem a ter como fator mais importante na previsão de desmatamento a variável que indica correlação com o desmatamento anterior.

Adicionalmente, os resultados mostraram que utilizar probabilidades locais não diminuiu o erro relativo (ER) de estimação para a AIBR163, ou seja, mesmo que as estimativas globais e locais possam ser diferentes (conforme análises da próxima seção), o erro relativo se mostrou bastante parecido. Os dados utilizados na construção desses gráficos encontram-se no Apêndice B.

² Os gráficos foram apresentados em escalas diferentes para facilitar a visualização do comportamento do erro.

8.2 Resultados locais da AIBR163

As análises realizadas para avaliação das estimativas locais da AIBR163 seguem a mesma lógica utilizada na seção anterior. No entanto, além da avaliação do erro total da região, foram realizadas análises adicionais para comparação do tamanho do erros cometidos e para verificação da influência do tamanho dos municípios nas estimativas.

Assim como para a estimativa global, apresentada na Seção 8.1, foram gerados gráficos para comparação dos erros totais (Figura 27). No entanto, o erro apresentado é o *RMSE* que considera no seu cálculo a contribuição das estimativas individuais de cada município e, diferentemente do *ER* não apresenta valores negativos. Vale ressaltar que o *RMSE* pode ser entendido como uma medida de de variabilidade das estimativas, ou seja, quando maior o valor, maior a diferença entre os valores estimados e observados.

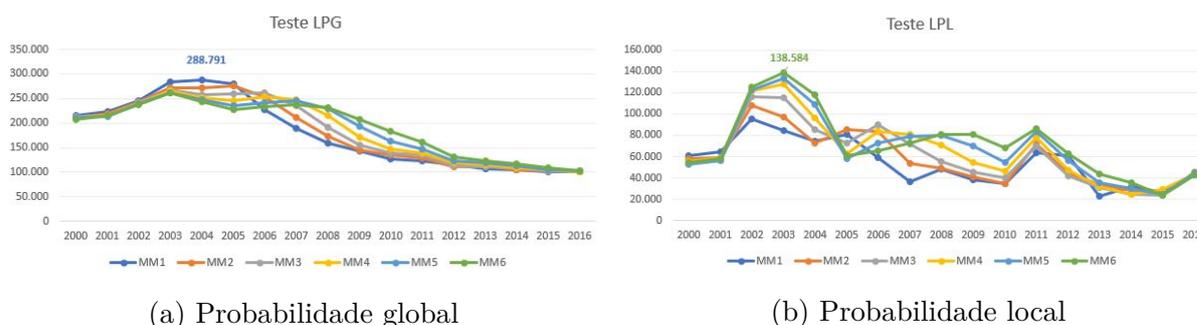


Figura 27 – (a) RMSE da estimativa local com probabilidade global; (b) RMSE da estimativa local com probabilidade local.

Fonte: Autora ³.

Diferentemente das conclusões da Seção 8.1, para as estimativas locais os erros dos testes LPG e LPL (Figura 27), não apresentaram comportamento similar entre si nem na forma da curva nem no patamar máximo de erro que, para o teste LPL, apresentou praticamente metade do erro do teste LPG (*RMSE* de 288.791 no teste LPG para 138.584 no teste LPL). Esses números indicam que probabilidades locais produzem estimativas mais assertivas, isto é, com menor variabilidade de estimação, ou seja, ao considerar o padrão de desmatamento de cada município individualmente, produz estimativas mais condizentes com os valores observados para cada município do que ao utilizar probabilidades de mudança de toda a área (que podem ser entendidas como probabilidades médias de mudança da área toda).

Assim como constatado na Seção 8.1, verifica-se que para grande parte dos anos quanto maior a memória maior o erro, indicando que utilizar probabilidade móvel sem

³ Os gráficos foram apresentados em escalas diferentes para facilitar a visualização do comportamento do erro.

memória (MM1) se mostra mais eficaz do que utilizar memórias mais longas.

A Figura 28 traz as comparações dos testes para uma mesma memória, enfatizando a diferença de qualidade dos mesmos.

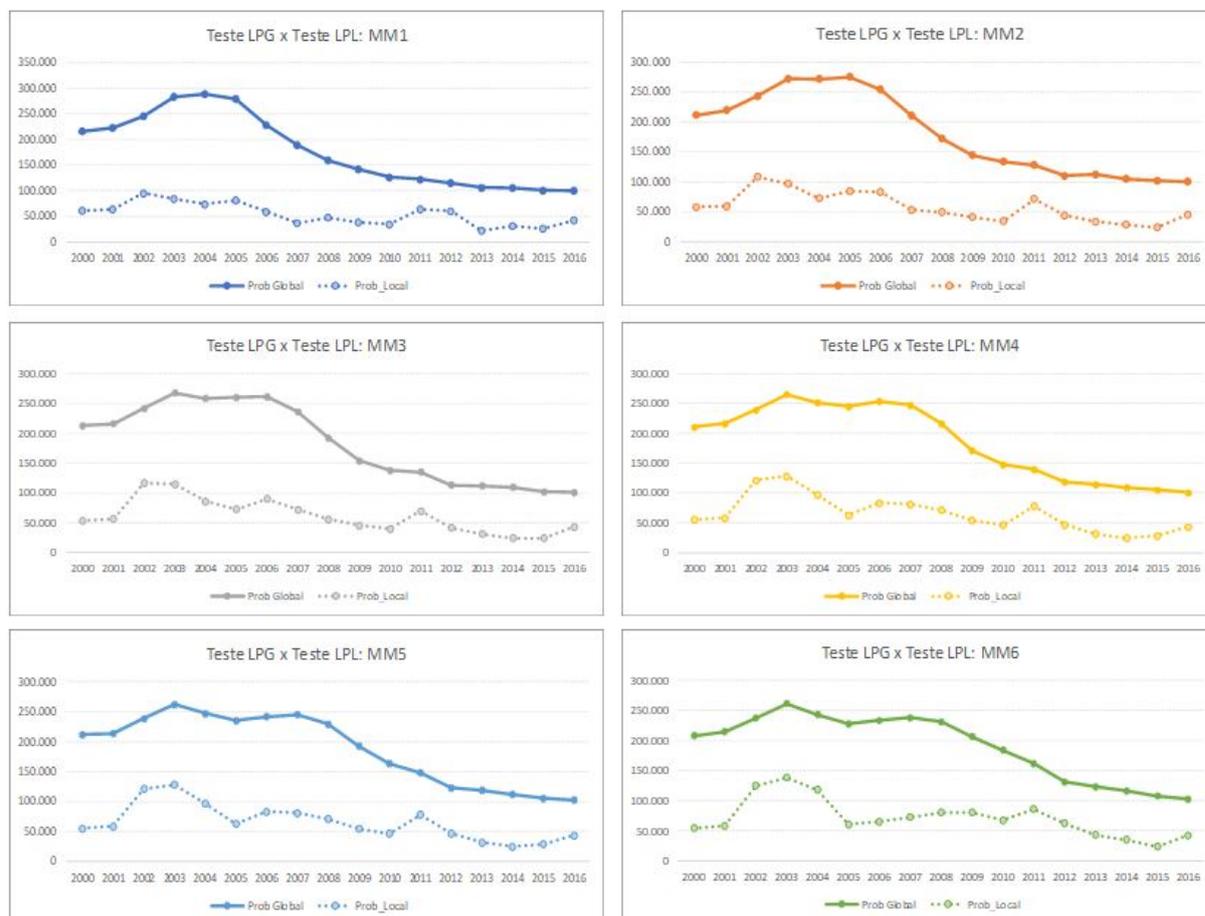


Figura 28 – Comparação dos testes LPG e LPL conforme memória.
Fonte: Autora.

Analisando os resultados das Figuras 27 e 28 concluímos que a utilização de memória (MM2 a MM6) no processo de estimação local não apresentou resultados melhores do que utilizar probabilidade móvel sem memória (MM1), corroborando com os resultados apresentados nos testes globais (Seção 8.1). Os dados utilizados na construção desses gráficos encontram-se no Apêndice B.

Na comparação entre os testes LPG e LPL podemos concluir que utilizar probabilidades de transição locais diminui o erro de estimação (RMSE), ou seja, para as estimativas globais apresentadas na Seção 8.1, o erro relativo se mostrou praticamente igual utilizando probabilidades globais e locais, mas para estimativas locais o erro (RMSE) se mostrou expressivamente menor, indicando que considerar informações geograficamente localizadas diminui a variabilidade das estimativas. A Figura 29 traz a razão do RMSE dos testes LPL e LPG, indicando que utilizar probabilidades locais produz erro em média 68% menores.

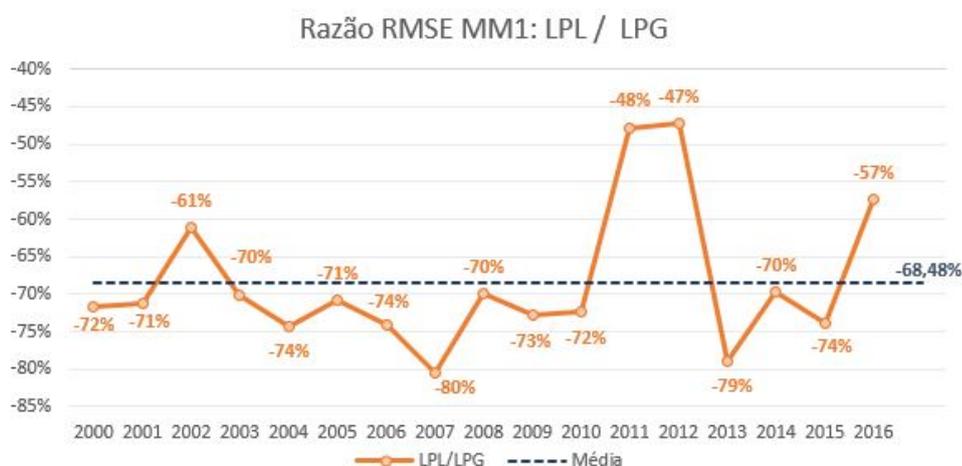


Figura 29 – Razão de RMSE dos testes LPL e LPG.
Fonte: Autora.

Esses resultados nos levam a crer que mais municípios terão valores mais próximos da realidade no teste LPL. A Figura 30 ilustra o percentual de municípios com estimativa menor do que o valor observado em cada ano para ambos os testes (LPG e LPL). Note que na Figura 30 o erro utilizado para avaliar se o município subestima ou superestima é o *ER*, por se tratar de uma comparação direta entre valor estimado e observado.

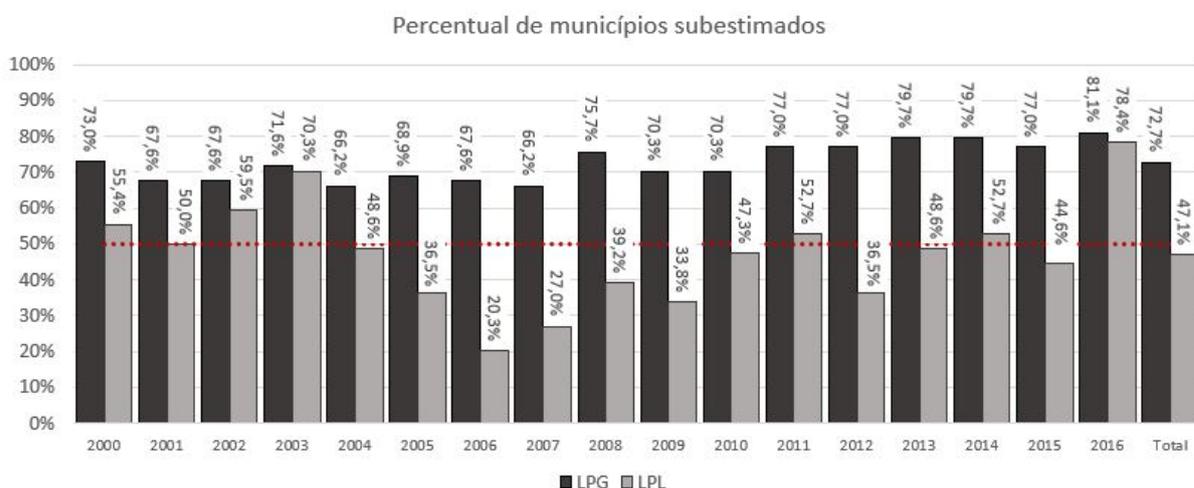


Figura 30 – Comparações dos testes LPG e LPL com relação à quantidade de municípios com estimativa menor que valor observado.
Fonte: Autora.

A Figura 30 mostra que considerar probabilidades locais torna mais equilibrada a distribuição de municípios com estimativas maiores e menores do que os valores observados, assumindo como equilíbrio quando 50% dos municípios possuem desmatamento estimado acima do valor observado e 50% abaixo (linha vermelha tracejada). Esse mesmo comportamento pode ser verificado quando avaliamos todos os anos consolidados (colunas

de total representadas no gráfico), nas quais o teste LPG estima 72,7% dos municípios com valor abaixo do observado, enquanto que o teste LPL estima 47,1%, confirmando uma distribuição mais adequada.

Uma análise adicional interessante é avaliar se, apesar de maior equilíbrio, o erro das estimativas também é menor, conforme representado na Figura 31. Para esta análise, utilizou-se o valor absoluto do ER , denominado ER_A e uma categorização do mesmo, conforme abaixo.

$$ER_A = \left| \left(\frac{\hat{E}}{O} - 1 \right) \times 100 \right| \quad (8.1)$$

Segue abaixo a categorização criada à partir do ER_A :

- Até 10%;
- De 10,01% a 25%;
- De 25,01% a 50%;
- De 50,01% a 75%;
- De 75,01% a 100%;
- De 100,01% a 150%;
- De 150,01% a 200%;
- Maior que 200%.

A Figura 31 traz o ER_A acumulado, possibilitando a comparação entre os testes.

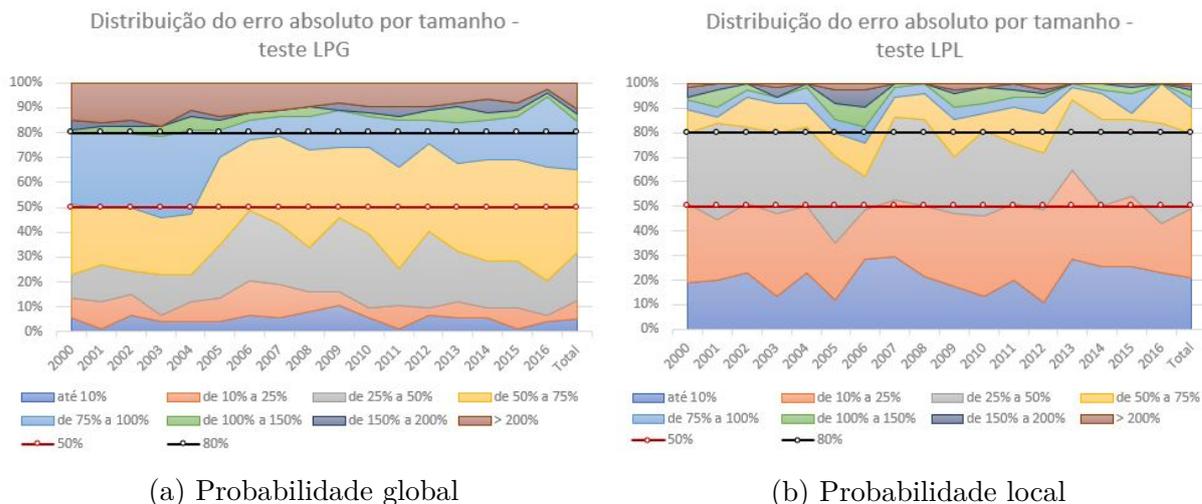


Figura 31 – (a) Tamanho do erro da estimativa local com probabilidade global; (b) Tamanho do erro da estimativa local com probabilidade local.

Fonte: Autora

A análise dos gráficos acumulados da Figura 31 indica que:

- em torno de 5% dos municípios possuem erro de até 10% para o teste LPG enquanto que este valor é em torno de 20% para o teste LPL;
- aproximadamente 7% dos municípios possuem erro entre 10 % e 25% no teste LPG enquanto que este valor é em torno de 30% para o teste LPL;
- 50% dos municípios possuem erros de até 75% para o teste LPG enquanto este valor é de 25% para o teste LPL;
- 80% dos municípios possuem erro de até 100% para o teste LPG enquanto este valor é de 50% para o teste LPL.

De maneira geral, os municípios com erros menores são mais frequentes no teste LPL, reforçando que utilizar probabilidades locais gera estimativas mais assertivas.

Outro aspecto avaliado, que pode influenciar as estimativas, é o tamanho dos municípios, ou seja, avaliou-se a hipótese de que existe influência do tamanho dos municípios nos erros de estimação. Os municípios da AIBR163 são representados na Figura 32, segmentados em 6 classes de tamanho.



Figura 32 – Quantidade de municípios segmentados por tamanho.
Fonte: Autora.

Com a suposição de que o tamanho dos municípios podem influenciar na qualidade das estimativas, a Figura 33 traz o *RMSE* para os testes LPG e LPL, segmentado por tamanho do município.

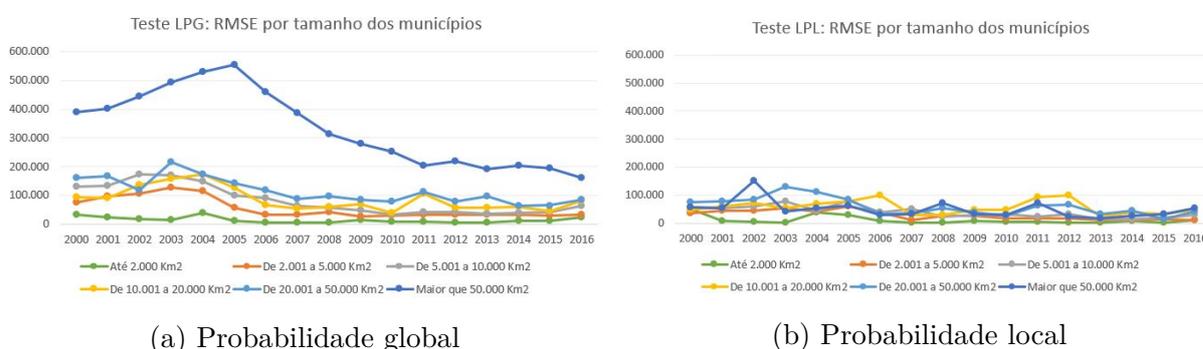


Figura 33 – (a) RMSE por município da estimativa local com probabilidade geral (LPG).
(b) RMSE por município da estimativa local com probabilidade local (LPL).
Fonte: Autora.

Avaliando os gráficos da Figura 33, verifica-se que os municípios de maior tamanho possuem erros expressivamente maiores para o teste LPG. Já para o teste LPL os erros assumem valores em um mesmo patamar, dificultando a diferenciação entre os tamanhos. Ambos os gráficos foram apresentados na mesma escala, apesar de dificultar a visualização do comportamento do erro do teste LPL, a fim de evidenciar a diferença de qualidade entre os testes.

Os resultados apresentados na Figura 33(b) são mostrados novamente em escala mais apropriada na Figura 34, indicando não haver comportamento linear claro entre o tamanho do município e o tamanho do erro. Esse fato pode ser identificado no erro dos

municípios maiores de 10.000 Km² que passam a ter comportamento variado, isto é, em alguns momentos maiores e em outros menores.

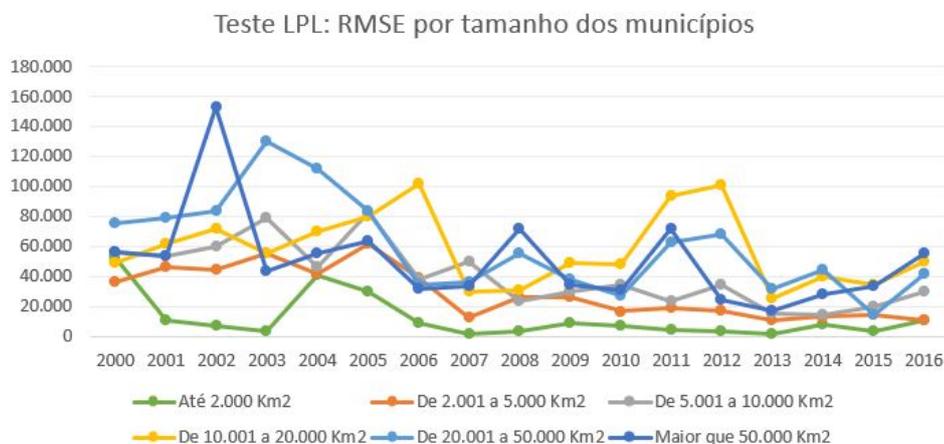


Figura 34 – RMSE por município da estimativa local com probabilidade local (LPL).
Fonte: Autora.

Os gráficos detalhados comparando os testes LPG e LPL para cada tamanho de município são apresentados na Figura 35.

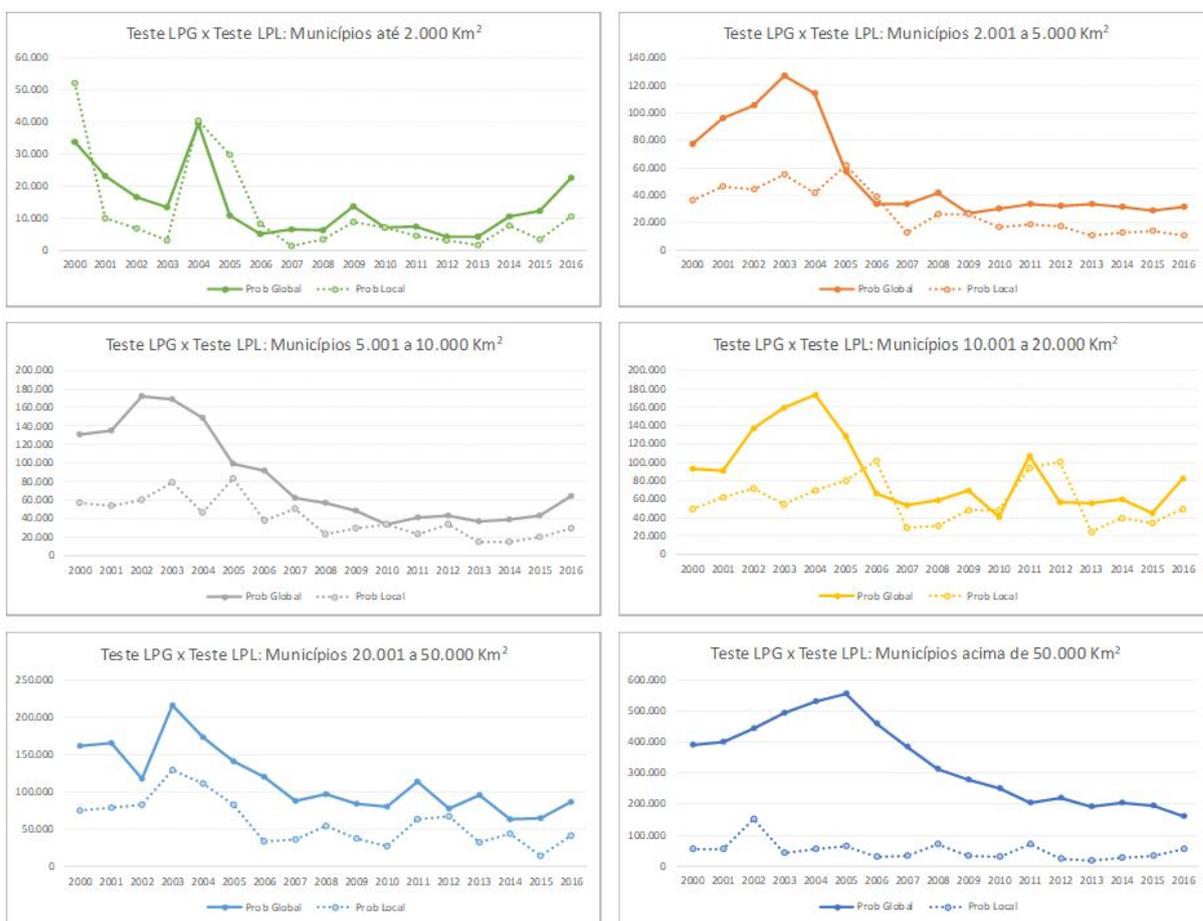


Figura 35 – RMSE dos testes LPG e LPL por tamanho dos municípios.
Fonte: Autora ⁴.

Os gráficos da Figura 35 corroboram com os resultados encontrados anteriormente que indicam que utilizar probabilidades locais diminui o erro de estimação. Apesar de todos os tamanhos de municípios apresentarem erros menores para o teste LPL, a maior diferença encontra-se em municípios com áreas maiores que 50.000 km².

Para os diferentes tamanhos de municípios, o teste LPL se mostra mais equilibrado do que o teste LPG, conforme Figura 30, que ilustra a quantidade de municípios subestimados e superestimados.

A Figura 36 indica que o teste LPG subestima o desmatamento para grande parte de seus municípios quando o tamanho é de até 10.000 km²; possui um equilíbrio para municípios de 10.000 a 50.000 km²; superestima grande parte dos municípios quando estes são maiores que 50.000 km². Já para o testes LPL, ocorre um maior equilíbrio entre municípios superestimados e subestimados, independentemente do tamanho do município.

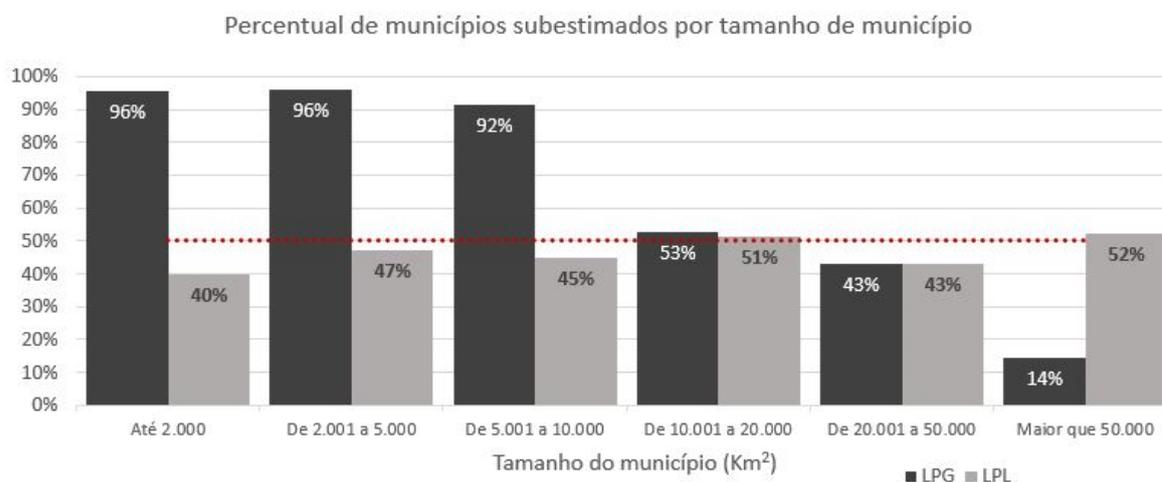


Figura 36 – Percentual de municípios subestimados por tamanho dos municípios.

Fonte: Autora.

À partir das análises apresentadas nas Seções 8.1 e 8.2 verifica-se que a utilização de áreas menores para a estimação do desmatamento reduz o erro das estimativas. A estimativa global utilizando probabilidades de transição locais indica um erro relativo praticamente igual, mas estimativas localmente mais assertivas, representando uma redução de 68% do *RMSE*, em média. Esses resultados podem estar relacionados ao fato de os municípios possuírem comportamentos diferentes de mudança de uso e cobertura do solo, uma vez que “na Amazônia coexistem sub-regiões com velocidades diferentes de mudança” (AGUIAR, 2006). SCRIECIU (2007), complementa essa hipótese indicando que os processos de desmatamento diferem de um nível local para um nível global, pois dependem de situações específicas, e recomenda que o fenômeno seja modelado de forma desagregada (GEIST; LAMBIN, 2001; FOLMER; KOOTEN, 2006).

⁴ Os gráficos foram apresentados em escalas diferentes para facilitar a visualização do comportamento do erro.

Adicionalmente, a Figura 36 mostra a variação da quantidade de municípios subestimados quando utilizadas probabilidades globais, o que aumenta a variabilidade do erro das estimativas, consequentemente produzindo *RMSE* mais elevado,

Outro resultado fruto das análises dessas Seções é que a utilização de memória recente se faz mais eficaz do que a utilização de memórias mais longas. Esse mesmo princípio pode ser considerado quando falamos de matrizes estacionárias, ou seja, considerar uma matriz fixa (estática) é um opção pouco realista quando o fenômeno em questão é o desmatamento.

Por fim, verifica-se que não há relação do tamanho do município com os erros de estimação, sugerindo que os mesmos ocorrem de forma aleatória.

8.3 Qualidade das Estimativas

Apesar dos resultados dos testes realizados com probabilidades locais (LPL e GPL) possuírem erros menores que os que utilizam probabilidades globais (LPG e GPG), cabe ainda compreender a dimensão do erro de estimação, ou seja, se as estimativas obtidas podem ser utilizadas para fins de previsão de desmatamento e consequentemente para outras finalidades. Dessa forma, foram realizadas análises adicionais das estimativas locais, iniciando pelas estatísticas descritivas disponibilizadas na Tabela 33.

Tabela 33 – Estatísticas das estimativas.

Ano	ER (%)	Desvio Médio ER (%)	Máximo ER_A (%)	RMSE
2000	-5,8	40,8	420,1	61.151
2001	-4,1	37,9	164,6	64.306
2002	-16,2	29,5	126,7	95.507
2003	-17,4	37,9	278,3	84.383
2004	-4,6	30,8	108,0	74.302
2005	20,4	50,7	292,6	81.266
2006	25,4	50,6	267,5	59.085
2007	17,8	24,0	134,1	36.882
2008	3,2	28,0	94,8	47.994
2009	11,9	41,3	257,0	38.548
2010	12,1	43,9	470,3	34.997
2011	-8,4	36,4	178,6	64.005
2012	11,4	42,2	410,6	60.695
2013	-0,8	22,0	97,1	22.388
2014	1,9	28,5	143,6	31.986
2015	0,9	31,3	153,8	26.423
2016	-27,1	21,1	62,2	42.613
TOTAL	-0,1	4,7	45,4	992.344

Fonte: Autora.

Apesar de o *ER* considerando todos os anos ser de apenas -0,1%, há grande variação quando analisada a relação individual entre os mesmos, gerando incerteza sobre a qualidade do desmatamento estimado para cada ano. Adicionalmente, o desvio médio do *ER*⁵ indica que também há grande variação entre as estimativas dos municípios para um mesmo ano. Outra estatística que corrobora com essa afirmação é o valor máximo do *ER_A*, que representa o maior erro absoluto verificado entre os municípios para cada ano estimado (Máximo *ER_A*), que varia no intervalo 62,2% a 470,3%.

Os resultados supracitados tornam grande a incerteza quanto ao valor nominal estimado para cada município e ano, tornando frágil o seu uso para finalidades nas quais o valor de desmatamento é imprescindível, como por exemplo, para criação de políticas de concessão de crédito mais restritivas conforme a região e o desmatamento previsto.

Pelos resultados apresentados na Seção 8.2 sabe-se que o tamanho do município não está diretamente relacionado com o erro de estimação e que existe maior equilíbrio quando utilizadas as probabilidades locais. No entanto, para visualizar como o erro se distribui, a Figura 37 traz mapas resumo com o indicador de quantos anos cada município apresentou erros de até 10%, 25% e 50%, trazendo os seguintes resultados:

- grande parte dos municípios possuem poucos anos estimados (de 1 a 4 anos) com erro de 10%;

⁵ O erro médio representa a variação do erro da estimativa de cada município com relação ao erro médio de toda a região (AIBR163).

- grande parte dos municípios possuem muitos anos estimados (de 13 a 16 anos) com erros de até 50%, indicando que grande parte das estimativas encontram-se com erros entre 10% e 50%.

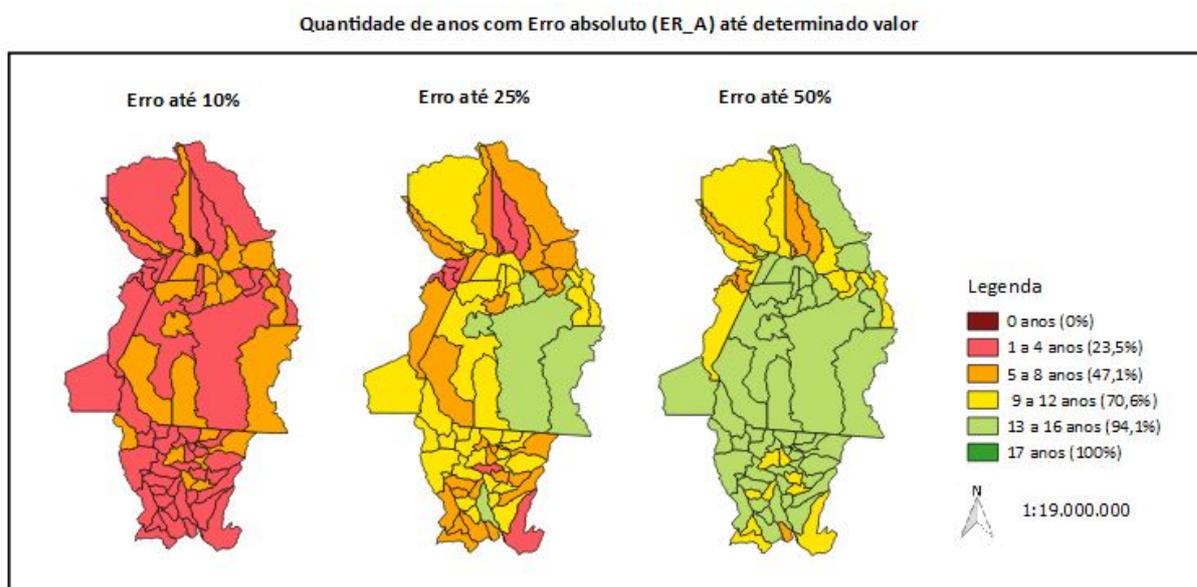


Figura 37 – Quantidade de anos com erro relativo absoluto até determinado valor (10%, 25% e 50%).

Fonte: Autora.

A Figura 37 confirma ainda que a assertividade não está relacionada com o tamanho do município, uma vez que os municípios que possuem mais anos com erro de até 25% são justamente municípios grandes, contrariando a hipótese de linearidade do erro⁶. Ao avaliar a distribuição do erro ao longo dos anos, conforme Figura 38, verifica-se que os maiores erros se distribuem aleatoriamente nos mapas anuais individuais. Além disso, a Tabela 34 traz o ER_A por ano, indicando o maior erro (vermelho) e o menor erro (verde) para facilitar a visualização da aleatoriedade do erro por tamanho de município.

⁶ Quanto maior o município, maior/menor o erro.

Mapa do Erro de estimação para o teste LPL

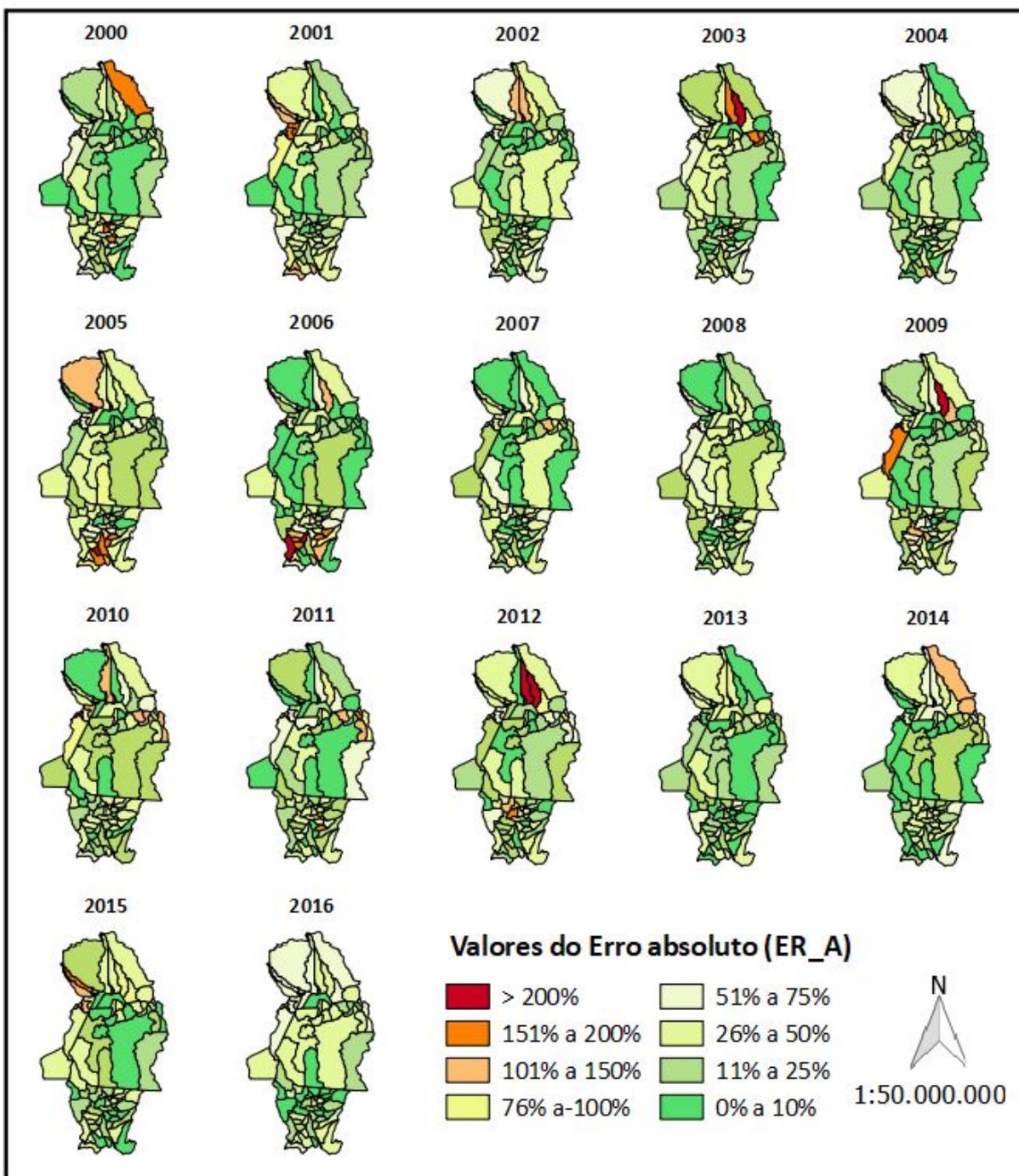


Figura 38 – ER_A das estimativas LPL ao longo dos anos de estudo.

Fonte: Autora.

Tabela 34 – ER_A por tamanho de município.

Tamanho do Município	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Erro Médio
Até 2.000 Km ²	40,5	7,8	32,6	13,6	65,4	134,3	52,3	2,6	14,3	25,0	33,9	3,0	37,5	7,2	48,1	7,9	35,7	33
De 2.001 a 5.000 Km ²	10,6	12,7	15,9	21,5	0,2	50,4	60,3	4,1	9,5	36,7	10,4	1,1	1,6	1,3	4,5	7,1	7,4	15,0
De 5.001 a 10.000 Km ²	7,3	1,3	19,5	6,6	6,4	18,2	14,2	33	9,4	18,0	18,5	8,6	0,5	8,5	4,1	3,8	23,6	11,9
De 10.001 a 20.000 Km ²	12,8	10,9	20,7	17,9	13,9	0,4	42,0	23,1	2,3	9,2	16,8	21,3	9,1	5,8	2,8	14,3	34,1	15,1
De 20.001 a 50.000 Km ²	22,5	5,8	20,0	35,2	6,2	30,1	20,0	25,9	15,4	14,6	14,8	28,2	57,8	2,7	2,0	10,2	30,2	20,1
Maior que 50.000 Km ²	0,3	15,6	30,0	12,7	6,5	14,5	9,6	5,6	24,6	1,6	14,3	23,4	0,7	2,7	13,5	16,3	29,0	13,0

Fonte: Autora.

Um ponto adicional, que poderia indicar padrões de comportamento, é a relação entre o tamanho do desmatamento do município e o erro, ou seja, verificar se os maiores erros estimados ocorrem justamente para municípios nos quais o desmatamento é grande ou pequeno. A Tabela 35, similar a Tabela 34, indica que não há padrão de comportamento do erro por tamanho do desmatamento, ou seja, que o erro ocorre de forma aleatória independentemente do tamanho do desmatamento dos municípios ao longos dos anos avaliados.

Tabela 35 – ER_A por tamanho do desmatamento dos municípios.

Desmatamento	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Erro Médio
Até 0,1%	23,5	10,8	24,5	9,1	15,2	109,2	9,8	7,1	27,5	11,0	24,4	12,6	36,3	21,2	44,1	46,4	58,6	28,9
De 0,11% a 0,25%	10,9	4,5	7,0	21,4	39,5	5,0	22,4	26,4	17,7	3,2	30,0	3,8	9,1	4,4	0,2	7,9	32,1	14,4
De 0,26% a 0,50%	2,6	2,9	7,2	22,1	16,0	15,5	23,1	22,9	12,6	29,1	10,8	40,3	62,6	0,5	12,7	18,4	33,1	19,5
De 0,51% a 1,00%	1,7	21,7	14,7	11,5	21,9	33,8	48,9	23,2	0,4	17,5	12,0	7,2	16,1	1,6	3,6	2,1	16,3	14,9
De 1,01% a 2,00%	4,6	14,3	14,2	13,3	12,3	16,7	22,5	11,3	3,0	8,7	3,0	35,5	24,1	8,8	8,1	17,9	33,9	14,8
De 2,01% a 3,00%	13,9	21,0	15,0	18,7	5,2	29,8	0,4	13,7		37,9	30,0	75,1	23,1	13,3	5,1	34,9	3,0	21,3
Maior que 3%	7,8	35,1	27,0	27,7	12,6	11,8	6,9		65,7			40,7						26,2

Fonte: Autora.

Os resultados apresentados nesta Seção indicam que utilizar estimativas locais, apesar de diminuir o erro (*RMSE*) das estimativas, produz estimativas com erros relativos bastante elevados e voláteis (Tabela 33) e que os mesmos ocorrem localmente de forma aleatória ao longo dos anos avaliados. Os motivos para que este erro se mantenha alto podem ser muitos, incluindo a própria dificuldade do fenômeno estudado. Um ponto relevante a ser considerado é a simplicidade do modelo adotado neste trabalho, uma vez que o mesmo considera apenas o comportamento do desmatamento anterior e desconsidera o efeito de outras variáveis para explicação da variabilidade do desmatamento. Segundo GEIST; LAMBIN (2001) existem combinações entre diferentes fatores que podem contribuir para a explicação do desmatamento. CASTRO (2008) corrobora com essa afirmação salientando que as causas do desmatamento envolvem diversos interesses e atores sociais.

Outro ponto que pode contribuir para a qualidade de estimativas obtidas através de modelos é o grau de acurácia dos dados de entrada, uma vez que os dados representam uma fonte de variação à qual não é possível realizar nenhum tipo de controle. A variabilidade

das classificações do MapBiomias pode ser um fator não avaliado profundamente que pode influenciar flutuações nas estimativas. A análise realizada no Capítulo 5, no qual alguns municípios avaliados apresentaram diferenças de estimativas de desmatamento entre os dados do MapBiomias e o incremento de desmatamento divulgado oficialmente pelo PRODES, reforça a suspeita de que possam ocorrer variações indesejadas nos dados de entrada utilizados. Segundo JUNIOR et al. (2019), a abordagem do MapBiomias é conservadora e muitas áreas detectadas como desmatamento pelo PRODES são classificadas como “Floresta” pelo projeto e essa classificação apresenta volatilidade.

Essas incertezas não inviabilizam as comparações entre as metodologias (utilizando probabilidades globais e locais), uma vez que em todos os cenários testados os mesmos erros e correções foram considerados, mas torna as estimativas pouco úteis do ponto de vista de utilização para finalidades que necessitam de dados precisos. No caso das IF's, contexto inicial deste trabalho, a baixa qualidade das estimativas representa um fator limitante, pois se fossem assertivas, poderiam compor políticas de concessão de crédito mais ou menos restritivas. Abaixo seguem alguns exemplos de políticas de concessão de crédito que poderiam ser criadas pelas IF's:

- Restringir concessão de crédito em regiões com desmatamento previsto muito alto;
- Aumentar/diminuir o rigor de documentação conforme o desmatamento previsto da região;
- Definir regiões e comportamentos que a IF não quer trabalhar ou quer incentivar;
- Precificar de forma diferenciada, conforme desmatamento previsto da região;
- Criar políticas que considerem as informações individuais do cliente (embargos, por exemplo) e o desmatamento previsto da região.

Para obter estimativas mais assertivas, conclui-se que algumas lacunas precisam ainda ser aprofundadas. A primeira delas é com relação aos dados de entrada, que podem estar influenciando fortemente a qualidade das estimativas. Sem este aprofundamento não é possível avaliar se a utilização de Markov é adequada. Uma vez aprofundado o item de dados de entrada, novas comparações poderão ser realizadas a fim de verificar se a utilização de apenas uma variável é um fator determinante na qualidade dos valores calculados. No entanto, o que se verificou neste trabalho foi que utilizar estimativas locais diminui consideravelmente a variabilidade do erro, reforçando os argumentos de AGUIAR (2006), SCRIECIU (2007), GEIST; LAMBIN (2001) e FOLMER; KOOTEN (2006).

Para preencher as lacunas metodológicas supracitadas, são apresentadas recomendações para trabalhos futuros no Capítulo de Conclusões.

Conclusões e Recomendações

Os resultados apresentados neste trabalho indicaram que utilizar áreas menores para a estimação do desmatamento reduz o erro de estimação, uma vez que a estimativa global apresentou erros ligeiramente menores, mas localmente se mostrou mais assertiva, representando uma redução aproximada de 50%.

Com relação à memória, concluiu-se que a utilização de probabilidades sem memória se mostra mais eficaz do que a utilização de probabilidades com memória, confirmando que o fenômeno desmatamento varia conforme outros fatores e que quanto mais recente a informação, mais assertivas serão as previsões.

A escolha de utilizar os dados do MapBiomas e usufruir do processamento em nuvem para viabilizar a complexidade dos cálculos realizados trouxe incerteza para as estimativas finais que, apesar de não inviabilizar a comparação entre metodologias, dificulta a utilização direta das mesmas para outras finalidades.

Ao longo deste trabalho, surgiram alguns tópicos adicionais que são sugeridos para pesquisas futuras. São eles:

- Dados: aplicação de filtro temporal para diminuir variação das transições do MapBiomas;
- Dados: avaliar fontes adicionais de desmatamento e de uso e cobertura do solo como, por exemplo, os dados do projeto *Global Forest Watch*, mantindo pela *World Resources Institute* (WRI);
- Metodologia: aplicar a metodologia a outras fontes de dados;
- Metodologia: realizar comparação da metodologia proposta com estimação via Cadeias de Markov clássica;
- Metodologia: avaliar outros modelos de previsão de desmatamento incluindo as variáveis testadas neste trabalho como variáveis explicativas (desmatamento estimado localmente, o tamanho do município e o tamanho do desmatamento);
- Metodologia: utilizar como sub-regiões células de tamanho fixo, diminuindo qualquer possível efeito do tamanho do município nas estimativas;
- Metodologia: testar metodologia para outra região.

Referências

AGUIAR, A. P. D. d. *Modelagem de mudança do uso da terra na Amazônia: explorando a heterogeneidade intrarregional*. 182 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos, SP, 2006.

ALVES, D. S. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. *International Journal of Remote Sensing*, Taylor & Francis, v. 23, n. 14, p. 2903–2908, 2002.

BACEN, B. C. do B. Resolução nº 4.327, de 25 de abril de 2014. Estabelecimento e implementação de política de responsabilidade socioambiental. 2014. Disponível em: <www.bcb.gov.br/pre/normativos/res/2014/pdf/res_4327_v1_O.pdf>. Acesso em: 20/12/2017.

BACEN, B. C. do B. Resolução nº 4.427, de 25 de junho de 2015. Autorização da utilização de sensoriamento remoto e determinação de registro das coordenadas geodésicas. 2015. Disponível em: <www.bcb.gov.br/pre/normativos/res/2015/pdf/res_4427_v1_O.pdf>. Acesso em: 14/11/2017.

BACEN, B. C. do B. Resolução nº 4.496, de 31 de maio de 2016. Altera datas de vigência e valores referentes à obrigatoriedade de informação das coordenadas geodésicas. 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/306hMWf>>. Acesso em: 14/11/2017.

BACEN, B. C. do B. Manual de crédito rural, atualização nº 653, de 12 de setembro de 2018. 2018a. Disponível em: <www3.bcb.gov.br/mcr/completo>. Acesso em: 23/09/2018.

BACEN, B. C. do B. Resolução nº 4.685, de 29 de agosto de 2018. Altera o valor mínimo para coleta de coordenadas geodésicas. 2018b. Disponível em: <<https://bit.ly/2yYnMnY>>. Acesso em: 23/09/2018.

BENEDETTI, A. C. P. *Modelagem dinâmica para simulação de mudanças na cobertura florestal das Serras do Sudeste e Campanha Meridional do Rio Grande do Sul*. 166 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) — Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Novo código florestal. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 13/12/2017.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente. 1981. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938compilada.htm>. Acesso em: 10/11/2017.

BRASIL. Decreto nº 88.351, de 1 de junho de 1983. Regulamenta as leis nº 6.902 e nº 6.938 e dá outras providências. 1983. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_003/decreto/1980-1989/D88351.htm>. Acesso em: 02/09/2018.

BRASIL. Constituição (1998). constituição da república federativa do brasil. Centro Gráfico, Brasília, DF, p. 292, 1988.

BRASIL. Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990. Regulamenta as leis nº 6.902 e nº 6.938 e dá outras providências. 1990. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/Antigos/D99274.htm>. Acesso em: 02/09/2018.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Lei de crimes ambientais. 1998. Disponível em: <www.planalto.gov.br/CCivil_03/leis/L9605.htm>. Acesso em: 11/11/2017.

BRASIL. Plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da rodovia BR-163 Cuiabá-Santarém. 2006. Disponível em: <<http://www.casacivil.gov.br/camaras/grupos/plano-br-163-sustentavel-versao-publicacao-9-junho-2006.pdf>>. Acesso em: 26/02/2019.

BRASIL. Lei nº 11.516, de 28 de agosto de 2007. Dispõe sobre a criação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2007a. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11516.htm>. Acesso em: 02/09/2018.

BRASIL. Lei complementar nº 124, de 3 de janeiro de 2007. Institui a Superintendência do desenvolvimento da Amazônia – SUDAM. 2007b. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/Lcp124.htm>. Acesso em: 02/09/2018.

BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Infrações e sanções administrativas ao meio ambiente. 2008. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm>. Acesso em: 12/11/2017.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 12 de maio de 2012. Proteção da vegetação nativa. 2012. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>. Acesso em: 13/11/2017.

CASTRO, E. Dinâmica socioeconômica e desmatamento na Amazônia. *Novos cadernos NAEA*, v. 8, n. 2, 2008.

CHISATO, O.-F.; FIORI, A. P.; HASUI, Y. Dinâmica da ocupação do solo da bacia do Rio Itiquira, Mato Grosso, Brasil. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, v. 7, 2003.

CHOMITZ, K. M.; THOMAS, T. S. Geographic patterns of land use and land intensity. *Development Research Group*, World Bank, Washington, DC, 2000.

COUTINHO, A. C. et al. Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal: TERRACLASS 2008. *Embrapa Informática Agropecuária-Livro científico (ALICE)*, Brasília, DF: Embrapa; São José dos Campos: Inpe, 2013., 2013.

COY, M.; KLINGLER, M. Frentes pioneiras em transformação: o eixo da BR-163 e os desafios socioambientais. *Territórios e Fronteiras*, Universidade Federal do Mato Grosso, v. 7, n. 1, p. 1–26, 2014.

DAGNINO, R. d. S. *Dinâmica demográfica e indicadores socioeconômicos em escala intramunicipal na fronteira: municípios de Altamira e São Félix do Xingu, Estado do Pará, entre 2000 e 2010*. 194 p. Tese (Doutorado em Demografia) — Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2014.

- DAGNINO, R. d. S.; CAPRI-JUNIOR, S. Risco ambiental: conceitos e aplicações. *CLIMEP-Climatologia e Estudos da Paisagem*, Universidade Estadual Paulista, v. 2, n. 2, p. 50–87, 2007.
- DURRETT, R. *Essentials of stochastic processes*. 1. ed. New York: Springer, 1999. 281 p.
- ÉPOCA NEGÓCIOS. Ibama multa o Santander em R\$ 47,5 milhões. 2016. Disponível em: <www.epocanegocios.globo.com/Empresa/noticia/2016/10/epoca-negocios-ibama-multa-o-santander-em-r-475-milhoes.html>. Acesso em: 15/01/2018.
- FEARNSIDE, P. M. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management*, Springer, v. 39, n. 5, p. 601–614, 2007.
- FERREIRA, D. A. C. F. *Modelagem do desmatamento no noroeste mato-grossense*. 109 p. Dissertação (Mestrado em ciência de florestas tropicais) — Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, 2006.
- FOLMER, H.; KOOTEN, G. C. van. Deforestation - working paper 2006-06. *University of Victoria*, Victoria, CA, p. 17, 2006.
- GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. What drives tropical deforestation. *LUCC Report series*, v. 4, p. 116, 2001.
- GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, Elsevier, v. 202, p. 18–27, 2017.
- GOUVELLO, C. et al. Estudo de baixo carbono para o Brasil. World Bank, 2010.
- HÄGGSTRÖM, O. Finite markov chains and algorithmic applications. Cambridge University Press, 2002. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.24.9739&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 02/04/2019.
- HOEL, P. G.; PORT, S. C.; STONE, C. J. *Introduction to stochastic processes*. Long Grove: Waveland Press, 1986. 203 p.
- IBGE. *Vocabulário básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente*. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ, 2004. 332 p.
- INPE. Monitoramento da cobertura florestal da amazônia por satélite. Sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e QUEIMADAS. 2008. Disponível em: <www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes/pdfs/relatorio_prodes2008.pdf>. Acesso em: 20/03/2018.
- INPE. Monitoramento da floresta amazônica por satélite, projeto PRODES. 2018. Disponível em: <www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 20/03/2018.
- INTERNATIONAL FINANCE CORPORATION - IFC. Padrões de desempenho. 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/2wGvhxO>>. Acesso em: 14/01/2018.
- JUNIOR, L. O. et al. Análise comparativa do mapeamento de vegetação secundária dos projetos TERRACLASS e MapBiomass. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Santos, SP, 2019.

- MAPBIOMAS. Algorithm theoretical basis document. 2018. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/methodology>>. Acesso em: 30/03/2019.
- MAPBIOMAS. Termos de uso do projeto MapBiomias. 2019. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/termos-de-uso>>. Acesso em: 28/03/2019.
- MARGULIS, S. *Causas do desmatamento da Amazônia brasileira*. 1. ed. Brasília, DF: World Bank, 2003. 100 p.
- MICHAELIS. Dicionário brasileiro de língua portuguesa. 2017. Disponível em: <<https://michaelis.uol.com.br/moderno-portugues>>. Acesso em: 28/03/2018.
- MULLER, M. R.; MIDDLETON, J. A markov model of land-use change dynamics in the Niagara region, Ontario, Canada. *Landscape Ecology*, Springer, v. 9, n. 2, p. 151–157, 1994.
- NASA. Landsat top 10: International deforestation patterns in tropical rainforests. 2012. Disponível em: <https://www.nasa.gov/mission_pages/landsat/news/40th-top10-amazon.html>. Acesso em: 19/03/2018.
- O ESTADÃO. Ibama multa o Santander em R\$ 47,5 milhões. 2016. Disponível em: <<https://economia.estadao.com.br/noticias/geral,ibama-multa-o-santander-em-r-47-5-milhoes,10000083694>>. Acesso em: 15/01/2018.
- OLIVEIRA-FILHO, F. J. B. d.; METZGER, J. P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the brazilian Amazon. *Landscape Ecology*, Springer, v. 21, n. 7, p. 1061–1073, 2006.
- OLIVEIRA, M. S. *Detecção de mudanças de uso e cobertura da terra no Sinclinal Moeda (MG) no período 1991 a 2011 e previsões de mudanças futuras através de modelo espacial de simulação*. 56 p. Dissertação (Mestrado em análise e modelagem de sistemas ambientais) — Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2012.
- ONU. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e desenvolvimento. 1992a. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/rio20/img/2012/01/rio92.pdf>>. Acesso em: 14/01/2018.
- ONU. Agenda21. 1992b. Disponível em: <<http://www.bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/7706>>. Acesso em: 14/01/2018.
- ONU. Convenção sobre diversidade biológica. 1992c. Disponível em: <<https://bit.ly/2lzMYOe>>. Acesso em: 14/01/2018.
- PEDROSA, B. M.; CÂMARA, G. Modelagem dinâmica e geoprocessamento. *EMBRAPA*, Brasília, DF, 2004.
- RUHOFF, A. L.; CRUZ, I. F. d.; COLLISCHONN, W. Modelos de simulação dinâmica do desmatamento na amazônia. *Repositório Institucional da Universidade Federal de Rio Grande*, 2010. Disponível em: <<http://repositorio.furg.br/handle/1/871>>. Acesso em: 19/03/2018.
- SALES, J. C. A. et al. Avaliação do impacto ambiental causado pelas alterações espaço temporal do uso do solo e da cobertura vegetal utilizando o modelo das cadeias de markov. *Ciência e Natura*, Universidade Federal de Santa Maria, v. 38, n. 1, p. 115–124, 2016.

SÁNCHEZ, L. E. *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. [S.l.]: Oficina de Textos, 2013.

SANG, L. et al. Simulation of land use spatial pattern of towns and villages based on CA–Markov model. *Mathematical and Computer Modelling*, Elsevier, v. 54, n. 3-4, p. 938–943, 2011.

SAWYER, D. *População e desenvolvimento sustentável na Amazônia*. Brasília, DF: Fundo de População das Nações Unidas, 2014. 76 p.

SCHMITT, J. *Crime sem castigo: a efetividade da fiscalização ambiental para o controle do desmatamento ilegal na Amazônia*. 188 p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) — Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2015.

SCRIECIU, S. S. Can economic causes of tropical deforestation be identified at a global level? *Ecological Economics*, Elsevier, v. 62, n. 3-4, p. 603–612, 2007.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Cenários de desmatamento para a Amazônia. *Estudos Avançados*, SciELO Brasil, v. 19, n. 54, p. 137–152, 2005.

TEIXEIRA, L. M. et al. Projeção da dinâmica da floresta natural de terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta amazonica*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, v. 37, n. 3, p. 377–384, 2007.

THE EQUATOR PRINCIPLES ASSOCIATION. Princípios do Equador. 2011. Disponível em: <www.equator-principles.com>. Acesso em: 14/01/2018.

UOL. Ibama multa o Santander em R\$ 47,5 milhões. 2016. Disponível em: <www.atarde.uol.com.br/economia/noticias/1810636-ibama-multa-o-santander-em-r-475-milhoes>. Acesso em: 15/01/2018.

VALOR ECONÔMICO. Santander é multado por financiar produção de milho em área embargada. 2016. Disponível em: <www.valor.com.br/agro/4754241/santander-e-multado-por-financiar-producao-de-milho-em-area-embargada>. Acesso em: 15/01/2018.

VILELA, T. A. *Avaliação do desmatamento e seus possíveis impactos nas mudanças climáticas da Bacia do Rio Turvo, MG*. 97 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) — Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

WANG, S.; ZHENG, X.; ZANG, X. Accuracy assessments of land use change simulation based on Markov-cellular automata model. *Procedia Environmental Sciences*, Elsevier, v. 13, p. 1238–1245, 2012.

Parte V

Apêndices

APÊNDICE A – Acesso ao MAPBIOMAS através do GEE

Conforme mencionado anteriormente, para o *download* de dados em granularidade menor do que todo o território nacional e/ou todos os anos disponíveis, fez-se necessário acessar a codificação do MapBiomias no GEE. O código do projeto possui uma interface pronta, fácil e intuitiva, para a aplicação de filtros mais comuns, como biomas, estados, municípios, anos. A Figura 39 mostra os elementos na tela do GEE.

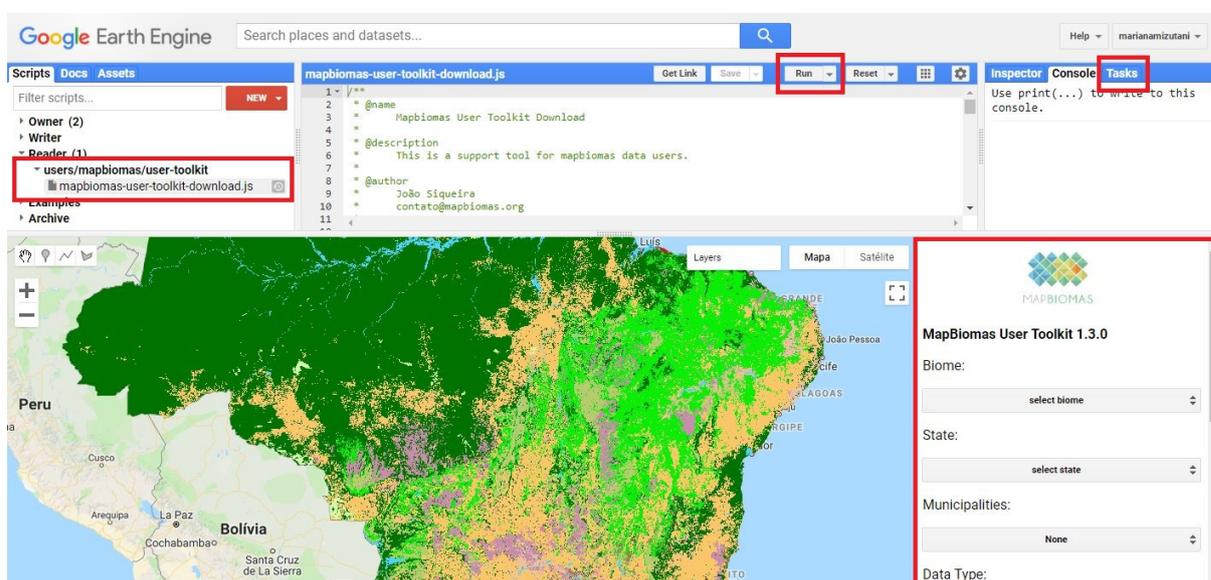


Figura 39 – Tela do GEE.

Fonte: www.code.earthengine.google.com

O código do MapBiomias é aberto à comunidade, ou seja, pode ser copiado e alterado pelos usuários no seu ambiente de trabalho pessoal. Ele aparece no Menu “Scripts” da janela superior esquerda com o nome de “mapbiomas-user-toolkit-download.js”.

Após processado o *script* pelo comando *Run* da janela superior central, o mapa classificado é atualizado e pode ser visualizado na janela central inferior e uma janela de filtros é aberta no canto inferior direito. Cabe ressaltar que a única camada que visualizamos no mapa é a última, 2017 na coleção 3.0, e que os anos anteriores encontram-se em outras 32 camadas empilhadas de dados. Para fins de avaliação e comparação com as demais fontes, foram filtrados os anos de 2012 e 2014 para o município de Medicilândia, utilizando a janela de filtros, na qual pode-se efetuar o *download*. Para verificar se o *download* foi concluído, o usuário deve acessar o menu “Tasks” da janela superior direita.

Para *download* e *upload* de arquivos no GEE o usuário precisa ter uma conta no

Google Drive com espaço suficiente para transitá-los. Este é o meio de conexão que o *Google* disponibiliza para que a comunidade possa utilizar o seu processamento, possivelmente por questões de segurança, ou seja, para controlar que vírus e *hackers* não invadam sua infraestrutura tecnológica. Outro aspecto importante é que, diferente de outras ferramentas do *Google*, a plataforma GEE requer que o usuário solicite acesso e aguarde aprovação. Após baixar os arquivos do seu *Google Drive*, o usuário poderá manipulá-los em qualquer ferramenta de GIS ou em *softwares* como o R, que foi o procedimento adotado para as análises contidas no Capítulo 5.

APÊNDICE B – Resultados estimativas globais: Testes GPG e GPL

Os resultados utilizados para a construção dos gráficos das Figuras 25, 26, 27 e 28 seguem nas Tabelas abaixo:

Tabela 36 – Resultados sem memória (MM1).

Ano Estimado	Desmatamento Realizado	Estimativa GPG	Estimativa GPL	ER GPG	ER GPL	RMSE LPG	RMSE LPL	Razão RMSE
2000	9.662.267	9.285.655	9.104.707	-3,90%	-5,77%	215.850	61.151	-71,67%
2001	9.857.664	9.586.346	9.450.987	-2,75%	-4,13%	222.902	64.306	-71,15%
2002	11.459.466	9.789.840	9.608.510	-14,57%	-16,15%	245.635	95.507	-61,12%
2003	13.481.208	11.368.952	11.139.746	-15,67%	-17,37%	283.109	84.383	-70,19%
2004	13.703.894	13.324.823	13.076.687	-2,77%	-4,58%	288.791	74.302	-74,27%
2005	11.056.956	13.517.353	13.311.745	22,25%	20,39%	278.974	81.266	-70,87%
2006	8.675.580	10.959.171	10.883.189	26,32%	25,45%	228.443	59.085	-74,14%
2007	7.282.209	8.629.541	8.578.284	18,50%	17,80%	189.098	36.882	-80,50%
2008	7.000.361	7.225.575	7.226.278	3,22%	3,23%	159.632	47.994	-69,93%
2009	6.213.340	6.952.752	6.949.686	11,90%	11,85%	142.177	38.548	-72,89%
2010	5.510.107	6.181.388	6.175.643	12,18%	12,08%	126.619	34.997	-72,36%
2011	5.983.517	5.487.680	5.483.567	-8,29%	-8,36%	122.719	64.005	-47,84%
2012	5.327.079	5.958.650	5.933.893	11,86%	11,39%	115.059	60.695	-47,25%
2013	5.349.823	5.283.380	5.304.391	-1,24%	-0,85%	106.348	22.388	-78,95%
2014	5.245.112	5.340.098	5.345.989	1,81%	1,92%	105.709	31.986	-69,74%
2015	5.171.215	5.217.256	5.219.742	0,89%	0,94%	101.171	26.423	-73,88%
2016	7.075.369	5.156.970	5.160.370	-27,11%	-27,07%	100.113	42.613	-57,43%
TOTAL	138.055.167	139.265.430	137.953.414	0,88%	-0,07%	190.773	58.373	-69,40%

Fonte: Autora.

Tabela 37 – Resultados com memória MM2.

Ano Estimado	Desmatamento Realizado	Estimativa GPG	Estimativa GPL	ER GPG	ER GPL	RMSE LPG	RMSE LPL	Razão RMSE
hline 2000	9.662.267	9.059.969	8.827.600	-6,23%	-8,64%	211.729	58.014	-72,60%
2001	9.857.664	9.403.140	9.192.401	-4,61%	-6,75%	219.684	59.209	-73,05%
2002	11.459.466	9.656.907	9.428.313	-15,73%	-17,72%	243.857	108.271	-55,60%
2003	13.481.208	10.542.996	10.243.114	-21,79%	-24,02%	272.326	97.090	-64,35%
2004	13.703.894	12.299.484	11.941.247	-10,25%	-12,86%	271.774	72.746	-73,23%
2005	11.056.956	13.353.178	13.014.775	20,77%	17,71%	275.495	84.972	-69,16%
2006	8.675.580	12.194.841	12.025.363	40,57%	38,61%	254.658	83.257	-67,31%
2007	7.282.209	9.770.261	9.689.000	34,17%	33,05%	210.828	53.235	-74,75%
2008	7.000.361	7.914.998	7.876.031	13,07%	12,51%	172.214	49.359	-71,34%
2009	6.213.340	7.078.630	7.067.610	13,93%	13,75%	144.495	41.364	-71,37%
2010	5.510.107	6.560.220	6.551.393	19,06%	18,90%	133.947	34.296	-74,40%
2011	5.983.517	5.828.226	5.818.010	-2,60%	-2,77%	128.428	71.386	-44,42%
2012	5.327.079	5.716.233	5.696.453	7,31%	6,93%	109.978	44.189	-59,82%
2013	5.349.823	5.617.003	5.615.894	4,99%	4,97%	112.620	33.962	-69,84%
2014	5.245.112	5.312.348	5.327.098	1,28%	1,56%	105.151	28.370	-73,02%
2015	5.171.215	5.273.865	5.274.732	1,99%	2,00%	102.244	24.087	-76,44%
2016	7.075.369	5.186.554	5.186.969	-26,70%	-26,69%	100.422	45.195	-54,99%
TOTAL	138.055.167	140.768.853	138.776.003	1,97%	0,52%	192.066	62.897	-67,25%

Fonte: Autora.

Tabela 38 – Resultados com memória MM3.

Ano Estimado	Desmatamento Realizado	Estimativa GPG	Estimativa GPL	ER GPG	ER GPL	RMSE LPG	RMSE LPL	Razão RMSE
2000	9.662.267	9.136.779	8.843.817	-5,44%	-8,47%	213.122	53.880	-74,72%
2001	9.857.664	9.192.280	8.919.149	-6,75%	-9,52%	216.055	56.547	-73,83%
2002	11.459.466	9.490.808	9.193.740	-17,18%	-19,77%	241.689	116.544	-51,78%
2003	13.481.208	10.179.277	9.835.002	-24,49%	-27,05%	268.015	115.058	-57,07%
2004	13.703.894	11.409.581	10.977.763	-16,74%	-19,89%	258.470	85.661	-66,86%
2005	11.056.956	12.619.305	12.171.682	14,13%	10,08%	260.294	72.505	-72,14%
2006	8.675.580	12.496.914	12.212.700	44,05%	40,77%	261.315	90.201	-65,48%
2007	7.282.209	10.974.106	10.833.351	50,70%	48,76%	235.985	71.947	-69,51%
2008	7.000.361	8.905.320	8.834.145	27,21%	26,20%	192.034	55.697	-71,00%
2009	6.213.340	7.579.789	7.540.541	21,99%	21,36%	154.130	45.351	-70,58%
2010	5.510.107	6.770.397	6.751.767	22,87%	22,53%	138.175	39.814	-71,19%
2011	5.983.517	6.194.127	6.178.186	3,52%	3,25%	135.001	70.050	-48,11%
2012	5.327.079	5.862.154	5.846.157	10,04%	9,74%	113.018	41.526	-63,26%
2013	5.349.823	5.566.633	5.556.741	4,05%	3,87%	111.649	31.241	-72,02%
2014	5.245.112	5.525.762	5.532.745	5,35%	5,48%	109.506	24.353	-77,76%
2015	5.171.215	5.274.283	5.279.105	1,99%	2,09%	102.252	23.952	-76,58%
2016	7.075.369	5.234.162	5.232.860	-26,02%	-26,04%	100.931	43.142	-57,26%
TOTAL	138.055.167	142.411.677	139.739.451	3,16%	1,22%	193.528	66.954	-67,01%

Fonte: Autora.

Tabela 39 – Resultados com memória MM4.

Ano Estimado	Desmatamento Realizado	Estimativa GPG	Estimativa GPL	ER GPG	ER GPL	RMSE LPG	RMSE LPL	Razão RMSE
2000	9.662.267	8.999.371	8.664.971	-6,86%	-10,32%	210.637	55.491	-73,66%
2001	9.857.664	9.200.455	8.861.146	-6,67%	-10,11%	216.194	58.661	-72,87%
2002	11.459.466	9.295.825	8.937.004	-18,88%	-22,01%	239.224	121.320	-49,29%
2003	13.481.208	9.906.362	9.499.915	-26,52%	-29,53%	264.969	128.202	-51,62%
2004	13.703.894	10.898.581	10.424.224	-20,47%	-23,93%	251.536	96.565	-61,61%
2005	11.056.956	11.844.092	11.321.839	7,12%	2,40%	244.946	62.808	-74,36%
2006	8.675.580	12.139.907	11.743.700	39,93%	35,37%	253.457	83.406	-67,09%
2007	7.282.209	11.493.555	11.261.957	57,83%	54,65%	247.377	81.082	-67,22%
2008	7.000.361	10.018.975	9.897.178	43,12%	41,38%	216.140	71.335	-67,00%
2009	6.213.340	8.400.649	8.331.451	35,20%	34,09%	171.081	54.582	-68,10%
2010	5.510.107	7.219.864	7.176.407	31,03%	30,24%	147.552	46.534	-68,46%
2011	5.983.517	6.440.006	6.415.665	7,63%	7,22%	139.642	78.360	-43,89%
2012	5.327.079	6.124.157	6.102.265	14,96%	14,55%	118.614	47.162	-60,24%
2013	5.349.823	5.711.437	5.698.160	6,76%	6,51%	114.464	31.620	-72,38%
2014	5.245.112	5.511.159	5.511.120	5,07%	5,07%	109.204	24.909	-77,19%
2015	5.171.215	5.441.262	5.438.086	5,22%	5,16%	105.486	28.888	-72,61%
2016	7.075.369	5.244.123	5.244.920	-25,88%	-25,87%	101.039	43.443	-57,00%
TOTAL	138.055.167	143.889.780	140.530.008	4,23%	1,79%	194.776	71.708	-64,97%

Fonte: Autora.

Tabela 40 – Resultados com memória MM5.

Ano Estimado	Desmatamento Realizado	Estimativa GPG	Estimativa GPL	ER GPG	ER GPL	RMSE LPG	RMSE LPL	Razão RMSE
2000	9.662.267	9.072.700	8.663.048	-6,10%	-10,34%	211.959	53.159	-74,92%
2001	9.857.664	9.065.233	8.681.218	-8,04%	-11,93%	213.910	56.747	-73,47%
2002	11.459.466	9.269.459	8.849.241	-19,11%	-22,78%	238.898	122.449	-48,74%
2003	13.481.208	9.653.555	9.188.566	-28,39%	-31,84%	262.296	133.327	-49,17%
2004	13.703.894	10.519.393	9.989.892	-23,24%	-27,10%	246.756	109.383	-55,67%
2005	11.056.956	11.326.512	10.757.970	2,44%	-2,70%	235.174	57.920	-75,37%
2006	8.675.580	11.600.171	11.122.049	33,71%	28,20%	241.821	73.027	-69,80%
2007	7.282.209	11.398.987	11.067.286	56,53%	51,98%	245.282	78.872	-67,84%
2008	7.000.361	10.621.334	10.424.428	51,73%	48,91%	229.777	79.631	-65,34%
2009	6.213.340	9.388.404	9.273.151	51,10%	49,25%	192.921	70.090	-63,67%
2010	5.510.107	7.945.961	7.876.091	44,21%	42,94%	163.490	54.683	-66,55%
2011	5.983.517	6.862.976	6.817.695	14,70%	13,94%	147.992	83.248	-43,75%
2012	5.327.079	6.331.667	6.303.966	18,86%	18,34%	123.159	56.079	-54,47%
2013	5.349.823	5.949.522	5.928.159	11,21%	10,81%	119.233	35.713	-70,05%
2014	5.245.112	5.638.553	5.634.397	7,50%	7,42%	111.862	30.286	-72,93%
2015	5.171.215	5.444.561	5.435.752	5,29%	5,12%	105.551	24.701	-76,60%
2016	7.075.369	5.383.571	5.378.427	-23,91%	-23,98%	102.619	44.511	-56,62%
TOTAL	138.055.167	145.472.559	141.391.336	5,37%	2,42%	196.080	74.673	-63,82%

Fonte: Autora.

Tabela 41 – Resultados com memória MM6.

Ano Estimado	Desmatamento Realizado	Estimativa GPG	Estimativa GPL	ER GPG	ER GPL	RMSE LPG	RMSE LPL	Razão RMSE
2000	9.662.267	8.858.215	8.393.248	-8,32%	-13,13%	208.120	54.905	-73,62%
2001	9.857.664	9.104.403	8.645.124	-7,64%	-12,30%	214.568	58.632	-72,67%
2002	11.459.466	9.135.485	8.669.351	-20,28%	-24,35%	237.263	125.189	-47,24%
2003	13.481.208	9.560.276	9.038.203	-29,08%	-32,96%	261.347	138.584	-46,97%
2004	13.703.894	10.192.928	9.607.828	-25,62%	-29,89%	242.907	118.288	-51,30%
2005	11.056.956	10.921.369	10.300.883	-1,23%	-6,84%	227.828	61.018	-73,22%
2006	8.675.580	11.196.928	10.661.310	29,06%	22,89%	233.345	65.701	-71,84%
2007	7.282.209	11.064.885	10.651.773	51,94%	46,27%	237.955	73.077	-69,29%
2008	7.000.361	10.684.202	10.398.868	52,62%	48,55%	231.221	80.889	-65,02%
2009	6.213.340	9.992.391	9.810.699	60,82%	57,90%	206.853	81.108	-60,79%
2010	5.510.107	8.843.290	8.733.787	60,49%	58,50%	184.202	67.742	-63,22%
2011	5.983.517	7.525.371	7.455.324	25,77%	24,60%	161.845	86.380	-46,63%
2012	5.327.079	6.699.345	6.655.373	25,76%	24,93%	131.421	62.610	-52,36%
2013	5.349.823	6.150.185	6.122.304	14,96%	14,44%	123.374	43.615	-64,65%
2014	5.245.112	5.849.660	5.837.871	11,53%	11,30%	116.359	35.153	-69,79%
2015	5.171.215	5.560.092	5.548.088	7,52%	7,29%	107.845	23.842	-77,89%
2016	7.075.369	5.395.776	5.385.034	-23,74%	-23,89%	102.763	42.947	-58,21%
TOTAL	138.055.167	146.734.801	141.915.068	6,29%	2,80%	197.116	77.969	-60,45%

Fonte: Autora.