



COBERTURA DA TERRA EM PROPRIEDADES PRIVADAS NA AMAZÔNIA:
DINÂMICA DE DESMATAMENTO E REMANESCENTE FLORESTAL

Heliz Menezes da Costa

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Planejamento Energético.

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas
André Frossard Pereira de Lucena

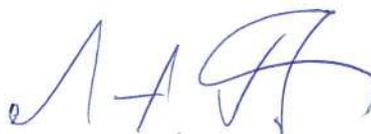
Rio de Janeiro
Agosto de 2017

COBERTURA DA TERRA EM PROPRIEDADES PRIVADAS NA AMAZÔNIA:
DINÂMICA DE DESMATAMENTO E REMANESCENTE FLORESTAL

Heliz Menezes da Costa

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DE TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Examinada por:



Prof. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas, PhD.



Prof. André Frossard Pereira de Lucena, D.Sc.



Prof. Bernardo Baeta Neves Strassburg, PhD.



Prof. Leandro Andrei Beyer de Deus, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ BRASIL

AGOSTO DE 2017

Costa, Heliz Menezes da

Cobertura da Terra em propriedades privadas na Amazônia: dinâmica de desmatamento e remanescente florestal/ Heliz Menezes da Costa – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.

XVI, 103 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

André Frossard Pereira de Lucena.

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2017.

Referências Bibliográficas: p. 80-97

1. Amazônia. 2. Desmatamento. 3. Mudança de uso do solo. 4. Propriedades privadas I. Freitas, Marcos Aurélio Vasconcelos de *et al.*. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

*Àquela que me ensinou e me ensina
sobre a dimensão do amor, que me deu
tudo o que tenho, minha maior
inspiração e grande mulher da minha
vida,
Minha mãe.*

Agradecimentos

Se cheguei até aqui, devo isso a todas as pessoas maravilhosas já que cruzaram minha trajetória, que deixaram um pedaço delas comigo – seja amor, inspiração, oportunidades ou conhecimento, e me fizeram um colorido e diverso mosaico. Cada dia mais acredito que nada é realizado sozinho, e apesar de apenas meu nome constar nesta dissertação, deve-se trazer por um momento os holofotes a todos que trabalharam nas coxias e no *backstage*, pois sem eles nada seria possível.

Agradeço antes de tudo à minha família, por ter me dado todas as ferramentas e uma formação crítica e questionadora. Por terem formado caminho para que eu descobrisse e me dedicasse com amor à academia e à conservação. Por serem os sólidos alicerces de tudo que fui, sou e serei.

Completar esta dissertação foi um processo que se iniciou bem antes da escrita, da decisão do tema ou mesmo do ingresso na COPPE. Agradeço à base científica e ecológica que a Biologia UFRJ me deu, e às asas que me proporcionou para avistar e voar mais longe.

Preciso ainda agradecer aos que me apoiaram enquanto eu virava noites aprendendo cálculo e assistia indecifráveis aulas de estatística para ingressar no Programa. À Diana, por implantar esta semente em mim, à Thais, por não me deixar desistir, e aos amigos do LECP, que me apoiaram nesta mudança de caminho, e foram essenciais também depois. Ao Caio, gêmeo de vida e mentor de R, pela paciência infinita, pela ajuda irrestrita e pela amizade. E ao Bernardo, por ser o melhor *peer review*, confidente e conselheiro.

Agradeço aos meus amigos de vida, que me guiam, iluminam e acompanham, por terem sido um apoio emocional e parceria essencial nesse percurso. Fazem a vida mais prazerosa, trazem arco íris a dias chuvosos, e me fazem ser uma pessoa melhor.

Aos amigos do PPE, pelos estudos, pela companhia e pelos ensinamentos. Por compartilharem dúvidas, incertezas e inseguranças. Em especial, agradeço ao Lucas, pela conexão instantânea, pela amizade crua, sincera, profunda e bonita. Ao Otto, pela parceria e cumplicidade, em seus sentidos mais intensos e puros, e pela rede de pessoas que abriu para mim, tão doces e incríveis como ele. A Isa e Paula, pelo foco e exemplo,

e pelas neuroses compartilhadas. À Letícia e Bernardo, por todas as viagens, perrengues e cervejas, e pela determinação. Ao Thales, pela solidariedade que virou amizade, pelo apoio infundável, pelos incentivos e por ser, sem saber, uma grande inspiração.

Agradeço aos professores Marcos Freitas e André Lucena pela orientação ao longo desse trabalho, pela compreensão, dedicação e incentivo que me foi dado. Aos demais professores do programa por todas as aulas incríveis e inspiradoras. E ainda aos funcionários do programa por todo suporte dado, em especial à Sandrinha, pelo carinho.

Ao IVIG, por proporcionar intensa vivência socioambiental prática, e à toda equipe com quem compartilhei e aprendi tanto nesses anos de trabalho.

Ao IIS, por ter disponibilizado dados e o uso do Jabuti para as análises deste estudo. Mais ainda, pela parceria de trabalho e missão, sem o qual este trabalho não existiria. Em especial, ao Renatinho e a Juliana, pela ajuda acadêmica, técnica e científica. À Fernanda, que ultrapassa qualquer dessas classificações, companheira de longas discussões científicas, e de vida inteira.

Finalmente, posso dizer que estive sempre “sobre ombro de gigantes”, como disse Isaac Newton. Agradeço então, a todos cientistas que se dedicaram e dedicam a compreender e preservar florestas tropicais, sua rica biodiversidade e cultura, e desbravaram esse complexo campo de pesquisa. E a todas as pessoas- principalmente às mulheres, mentoras, amigas e irmãs- que me apoiaram e me permitiram escalar esses gigantes e chegar até aqui.

A todas e todos, meu muito obrigada.

*“A primeira condição para modificar a
realidade consiste em conhecê-la”*

(Eduardo Galeano)

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

COBERTURA DA TERRA EM PROPRIEDADES PRIVADAS NA AMAZÔNIA:
DINÂMICA DE DESMATAMENTO E REMANESCENTE FLORESTAL

Heliz Menezes da Costa

Agosto/2017

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas
André Frossard Pereira de Lucena

Programa: Planejamento Energético

A Floresta Amazônica, maior remanescente de floresta tropical do mundo, foi desmatada a uma taxa de 25.000 Km² por ano na década de 90. Entretanto, políticas ambientais e acordos setoriais fizeram com que esta taxa sofresse grandes reduções na década seguinte. Na COP 21 o Brasil se comprometeu a zerar o desmatamento ilegal até 2030. Para tal, é necessário aumentar o conhecimento sobre a interação entre diferentes grupos de atores e os padrões de desmatamento para ajudar na melhoria das atuais políticas. Assim, o objetivo do presente trabalho é analisar a contribuição relativa para o desmatamento por categorias de propriedades privadas durante o período 2002-2014, explorando também a estrutura de desmatamento por tamanho de polígonos por cada ator. O desmatamento foi calculado utilizando uma malha fundiária para o bioma amazônico e dados de mudança de cobertura florestal do PRODES e do GFC. A maior parte do desmatamento acumulado foi de responsabilidade de grandes propriedades, que também retém maior parte do remanescente florestal. Houve, também, um crescimento da contribuição relativa por parte de assentamentos. Além disso, houve uma mudança na estrutura do desmatamento, onde grandes polígonos de desmatamento contribuíram cada vez menos no desmatamento anual, paralelo a um aumento de desmatamento em pequenas áreas, indicando uma mudança de comportamento por parte dos atores.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

LAND USE COVER ON PRIVATE PROPERTIES IN THE AMAZON: DYNAMICS
OF DEFORESTATION AND FORESTRY REMANESCENT

Heliz Menezes da Costa

August/2017

Advisors: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

André Frossard Pereira de Lucena

Department: Energy Planning

The Amazon Rainforest, the largest remnant of tropical rainforest in the world, was deforested at a rate of 25,000 km² per year in the 1990's. However, environmental policies and supply chain interventions strongly reduced deforestation rates on the following decade. At COP 21, Brazil committed itself to end illegal deforestation by 2030. Despite the advances made, deforestation is still significant and there is a need to enhance knowledge about the interaction between different actor groups and deforestation patterns to help identify improvements in current policies. Thus, the objective of the present work is to analyze the relative contribution of private property categories to deforestation during the 2002-2014 period, also exploring deforestation structure by polygon size. Deforestation was calculated using a property grid and forest change data by PRODES and GFC. Most of the accumulated deforestation was the responsibility of large properties, which also retained most of the remaining forest. However, there has been an increase in the relative contribution of settlements. In addition, there was a change in deforestation structure, where large polygons contributed less to annual deforestation, parallel to an increase in deforestation in small areas, showing a behavior change by the actors.

Sumário

1	Introdução.....	1
2	Processo de Ocupação e Desmatamento da Amazônia	5
2.1	Processo Recente de Ocupação da Amazônia	9
2.2	Histórico Recente do Desmatamento	15
2.3	Causas do Desmatamento.....	18
3	Monitoramento e Combate ao Desmatamento na Amazônia Brasileira.....	25
3.1	Sistemas de Monitoramento	25
3.2	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm).....	27
3.3	Decreto 6321/07 e Resolução 3545/08: Prevenção, Monitoramento e Controle de Desmatamento no Bioma Amazônia.	32
3.4	Cadastro Ambiental Rural (CAR)	33
3.5	Mecanismos Econômicos	36
3.5.1	Moratória da Soja	36
3.5.2	Moratória da Carne.....	38
4	Desmatamento em Propriedades Privadas na Amazônia	40
5	Materiais e Métodos	48
5.1	Bases de dados.....	48
5.1.1	Malha Fundiária.....	48
5.1.2	Desmatamento e Cobertura Florestal	49
5.2	Sobreposição das bases de dados.....	50
5.3	Agregação dos resultados	51
5.3.1	Tamanho de Propriedade	51
5.3.2	Polígonos de desmatamento	52

5.4 Análises	52
6 Resultados.....	53
6.1 Descrição dos Resultados	53
6.1.1 Dominância dos atores	53
6.1.2 Desmatamento total e Desmatamento evitado	54
6.1.3 Padrão de Desmatamento	56
6.1.4 Desmatamento Polígonos	59
6.1.5 Remanescente Florestal	63
6.2 Discussão	65
6.2.1 Mudança de Estratégia de Desmatamento.....	68
6.2.2 Aumento Recente	69
6.2.3 Variabilidade Regional	70
6.2.4 Remanescente Florestal	72
6.2.5 Limitações	73
7 Conclusões e Recomendações	76
8 Referências bibliográficas	80
APÊNDICE A - Tabelas Estaduais	98

Lista de Figuras

Figura 1- Mapa Amazônia Legal e Bioma Amazônico.....	6
Figura 2 – Mapa desmatamento acumulado na Amazônia, evidenciando o Arco do Desmatamento. (Dados: PRODES, 2016).....	14
Figura 3. Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal (km ² por ano). Desmatamento de 1988 equivale à média do desmatamento da Amazônia Legal de 1977 a 1988. O desmatamento de 1993 e 1994 é a média entre estes dois anos. Dados oficiais do PRODES/INPE. Fonte: PRODES (2014).....	16
Figura 4- Fluxograma das etapas metodológicas do estudo	48
Figura 5- Distribuição de propriedades privadas na Amazônia	54
Figura 6- Desmatamento evitado por ator no período 2005-2014, se as taxas tivessem permanecido as mesmas da média histórica de 1996-2005. (A) GFC, e (B) PRODES.....	56
Figura 7- Padrão de desmatamento por tipo de ator de 2002-2014 na Amazônia.	58
Figura 8-Desmatamento 2002-2014 em propriedades privadas decomposto por tipo de propriedade	58
Figura 9- Desmatamento2002-2014 decomposto por tamanho de polígono desmatado na Amazônia.....	60
Figura 10 - Desmatamento por tamanho de polígono desmatado na Amazônia de 2002 a 2014.	61
Figura 11 Desmatamento por tamanho de polígono desmatado por cada tipo de ator para Amazônia anualmente, de 2002-2014.	63
Figura 12- Remanescentes Florestais em propriedades privadas na Amazônia. 64	
Figura A1- Desmatamento absoluto por ator nos estados da Amazônia de 2002-2014, com dados do GFC	101

Figura A2- Desmatamento absoluto por ator nos estados da Amazônia de 2002-2014, com dados do PRODES GFC.....	101
Figura A3- Contribuição relativa por ator para o desmatamento anual nos estados da Amazônia de 2002- 2014, dados do PRODES.	102
Figura A4- Contribuição relativa por ator para o desmatamento anual nos estados da Amazônia de 2002- 2014, dados do GFC.....	102
Figura A5- Desmatamento por tamanho de polígono por estado da Amazônia no período de 2002-2014 com dados do GFC.....	103
Figura A6- Desmatamento por tamanho de polígono por estado da Amazônia no período de 2002-2014 com dados do PRODES	103

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Desmatamento acumulado por ator de 2002-2014.....	55
Tabela 2- Remanescente Florestal por categoria de propriedade (UF)	65
Tabela A1- Distribuição das propriedades privadas analisadas por estado.....	99
Tabela A2- Desmatamento Evitado por ator no período 2005-2015 se as taxas de desmatamento se mantivessem na média histórica 1996-2005. Esses dados correspondem à <i>Figura 6</i>	100

Lista de abreviaturas e siglas

- ANBIOVE - Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais
- APP - Área De Proteção Permanente
- BNDES - Banco Nacional do Desenvolvimento
- CAR- Cadastro Ambiental Rural
- CBERS - Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (acrônimo em inglês - *China-Brazil Earth Resources Satellite*)
- CCIR - Certificado De Cadastro De Imóvel Rural
- CKA- Curva de Kuznets Ambiental
- COP - Convenção das Partes
- DETER - Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real
- DETEX - Sistema de Monitoramento da Exploração Seletiva de Madeira
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Ambiente
- GFC - *Global Forest Change*
- GPTI - Grupo Permanente de Trabalho Interministerial
- IBDF - Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
- ICMBio - Instituto Chico Mendes
- INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- IPCC- Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas (acrônimo em inglês- *Intergovernmental Panel on Climate Change*)
- MMA - Ministério do Meio Ambiente
- MPF - Ministério Público Federal
- NDC- Contribuição Nacionalmente Determinada (acrônimo em inglês – *Nationally Determined Contributions*)

ONG – Organização Não Governamental

PPCDAm- Plano de Ação para Prevenção e controle do Desmatamento na Amazônia

PRODES - Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite

RL - Reserva legal

SiCAR - Sistema de Cadastro Ambiental Rural

SPVEA - Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia

SUDAM - Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia

TI – Terra Indígena

UC – Unidade de Conservação

1 Introdução

Florestas tropicais são ecossistemas que abrigam dois terços da biodiversidade terrestre e proveem benefícios locais, regionais e globais à espécie humana através de bens econômicos e serviços ecossistêmicos (BROOKS et al., 2002). Mas o futuro das florestas tropicais é incerto. Agricultura, silvicultura, urbanização e expansão de infraestrutura se combinam em diferentes níveis levando a um padrão de desmatamento, fragmentação e intensificação de uso do solo. Além disso são acompanhados por impactos secundários, que inclui a sobrexploração de recursos madeireiros e não madeireiros (PERES et al., 2009), alteração da dinâmica de distúrbio, alteração dos ciclos hidrológicos e invasão de espécies exóticas, o que ameaça fazer das florestas tropicais o epicentro de extinções atuais e futuras (BRADSHAW; SODHI; BROOK, 2009).

Devido ao papel central das florestas tropicais no ciclo do carbono, estes ecossistemas ganharam foco nas discussões científicas e políticas para mitigação e adaptação às mudanças climáticas (KINDERMANN et al., 2008). O desmatamento de florestas tropicais é responsável por cerca de 18% das emissões antrópicas globais (IPCC, 2007) e as florestas tropicais são responsáveis por cerca de 40% da capacidade de assimilação de carbono no ambiente terrestre (NOBRE, C.A; NOBRE, 2002). Modelos climáticos mostram que florestas tropicais mantêm altas taxas de evapotranspiração, diminuem a temperatura do ar e aumentam precipitação, comparado com pastos (BONAN, 2008). As mudanças projetadas do clima ameaçam a biodiversidade destes ecossistemas, bem como povos tradicionais e comunidades que ali vivem ou que são dependentes de seus serviços ambientais. Dentre as consequências das mudanças climáticas, inclui-se um aumento do número de pessoas com falta d'água, aumento da frequência e intensidade de eventos extremos e surto de doenças devido à mudança de distribuição de alguns vetores (SALAZAR; NOBRE; OYAMA, 2007).

Em um mundo mais populoso e mais quente, as florestas tropicais estão em risco. A perda de florestas tropicais na década de 90 chegou a 152.000 Km² por ano (BONAN, 2008). A Floresta Amazônica, maior remanescente de floresta tropical do mundo, foi desmatada a uma taxa de 25.000 Km² por ano neste mesmo período,

liberando cerca de 0.7-1.4 GtCO₂ anualmente na atmosfera (NEPSTAD et al., 2009). O Brasil abriga maior parte do bioma e na última década implementou diversos esforços para conter essas altas taxas de desmatamento através de políticas públicas, aumento da malha de áreas protegidas, novos sistemas de monitoramento e acordos setoriais. Em 2010, as taxas se reduziram a menos de 20% do nível histórico (média 1996-2005) (INPE, 2016a), concretizando-se em um caso de sucesso quanto à reversão de trajetória desmatamento em florestas tropicais (HANSEN et al., 2013).

O Brasil realizou uma série de acordos ratificando sua pretensão de redução do desmatamento e comprometimento com as mudanças climáticas. Na Convenção das Partes de Copenhague (COP 15, em 2009), o Brasil assumiu o compromisso voluntário de reduzir as emissões entre 36,1% e 38,9% em comparação ao previsto a 2020, que foi incorporada na Política e no Plano Nacional de Mudanças Climáticas (Decreto nº 7.390/2010 e Decreto nº 6.263/2007, respectivamente). Nesta, o país se compromete a diminuir em 80% o desmatamento da Amazônia em relação à média histórica até 2020. Na COP 21, em Paris (2015), através da Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC, acrônimo em inglês), o Brasil assumiu metas mais ambiciosas e se comprometeu a zerar o desmatamento ilegal até 2030. Apesar dos avanços conquistados, o desmatamento ainda é significativo, em uma média de 5778 km² /ano de 2010-2014, e a efetividade da continuidade de redução pelas políticas atuais tem sido questionada.

Para se alcançar de fato a meta de zerar o desmatamento ilegal, são necessárias políticas que lidem com processos em escala mais fina na Amazônia. Para isto, é vital o conhecimento aprofundado do comportamento dos diferentes atores desta região em relação ao desmatamento e como foram suas respostas às políticas ambientais aplicadas. Aumentar o conhecimento sobre a interação entre diferentes grupos de atores e os padrões de desmatamento e degradação pode ajudar a identificar melhorias nas atuais políticas que visam a conservação de florestas e o desenvolvimento sustentável regional.

A queda do desmatamento na Amazônia não ocorreu, contudo, somente em termos absolutos, mas houve uma modificação na estrutura do desmatamento, que passou a ser realizado majoritariamente em pequenas áreas (ROSA et al., 2012). A hipótese é que esta mudança na verdade foi uma adaptação comportamental estratégica dos agentes frente aos mecanismos de fiscalização. Ademais, esse comportamento já foi

historicamente associado a desmatamento realizado por pequenas propriedades (WALKER et al., 2000).

Assim, o objetivo do presente trabalho é analisar a contribuição relativa para o desmatamento por categorias de propriedades privadas durante o período de queda do desmatamento, explorando também a estrutura de desmatamento por tamanho de polígonos e por cada ator. Adicionalmente é testada a hipótese do desmatamento em pequenos polígonos estar associado ao desmatamento realizado por pequenas propriedades. O estudo cobre todo o bioma amazônico a nível de propriedade utilizando uma modelagem de malha fundiária amazônica (LUIZ et al., 2017) e dados de mudança de uso do solo.

Esta dissertação é organizada em seis capítulos.

Primeiro, é abordado o processo de ocupação recente da Amazônia, analisando o histórico geográfico de ocupação e exploração partindo dos incentivos de colonização da década de 60 e seguindo para um processo endógeno de desenvolvimento e expansão de fronteira agrícola. É destacado o efeito desta ocupação na dinâmica de retirada de cobertura florestal e os fatores que influenciaram direta ou indiretamente no desmatamento.

O segundo capítulo descreve os principais instrumentos e mecanismos, políticos e econômicos, responsáveis pela redução do desmatamento observada a partir de 2005. São abordadas as políticas ambientais do Plano de Ação para Prevenção e controle do Desmatamento na Amazônia (PPCDAm), os sistemas de monitoramento por sensoriamento remoto, e o Cadastro Ambiental Rural (CAR), além dos acordos setoriais realizados nas cadeias produtivas da soja e da carne.

No terceiro capítulo, é realizada uma revisão sobre o desmatamento em propriedades privadas, dentro do contexto histórico geográfico assinalado anteriormente. Após caracterizar os atores e suas classificações na Amazônia, e apresentar os diferentes resultados quanto à contribuição relativa de propriedades privadas no desmatamento, são assinaladas as principais limitações metodológicas dos estudos que investigaram o assunto.

O quarto capítulo descreve a metodologia utilizada no estudo, as bases de dados, e as análises realizadas, cujos resultados são apresentados no capítulo 5. Neste é realizado breve discussão, balizando os resultados na literatura, e apresentando as limitações do trabalho.

Finalmente, o capítulo 6 apresenta as conclusões do estudo, as recomendações para política pública e de trabalhos futuros.

2 Processo de Ocupação e Desmatamento da Amazônia

A Amazônia constitui a maior floresta tropical do mundo, com uma extensão de 7.8 milhões de Km², compreendendo além do Brasil, partes da Bolívia, Guianas, Venezuela, Suriname, Peru e Equador. O Brasil abriga a maior parte (60%) do bioma, totalizando 4.1 milhões de km², correspondendo a 49% da extensão nacional (IBGE, 2004). A paisagem é de predominância de floresta tropical úmida, integrada pela grande bacia do Rio Amazonas e seus mais de mil afluentes (SIOLI, 1984).

A região da Amazônia Legal foi constituída pelo governo brasileiro com viés sociopolítico visando o desenvolvimento desta região, identificadas como tendo limitações e desafios semelhantes. Foi institucionalizada através da Lei 1806, de 06/01/1953, que criou a Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia (SPVEA) e definiu seu recorte geográfico, que incorpora partes dos estados do Maranhão, Goiás, e Mato Grosso. Posteriormente a Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM) foi criada, e a SPVEA foi extinta, pela Lei 5.173, de 27/10/1966. A Amazônia Legal teve seus limites estendidos outras vezes, devido a mudanças na divisão política do Brasil, e sua delimitação atual é proveniente da Constituição de 1988, e abarca a totalidade dos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará Rondônia, Roraima, Tocantins e parte do Maranhão. A Figura 1 mostra um mapa da Amazônia legal e do bioma amazônico.

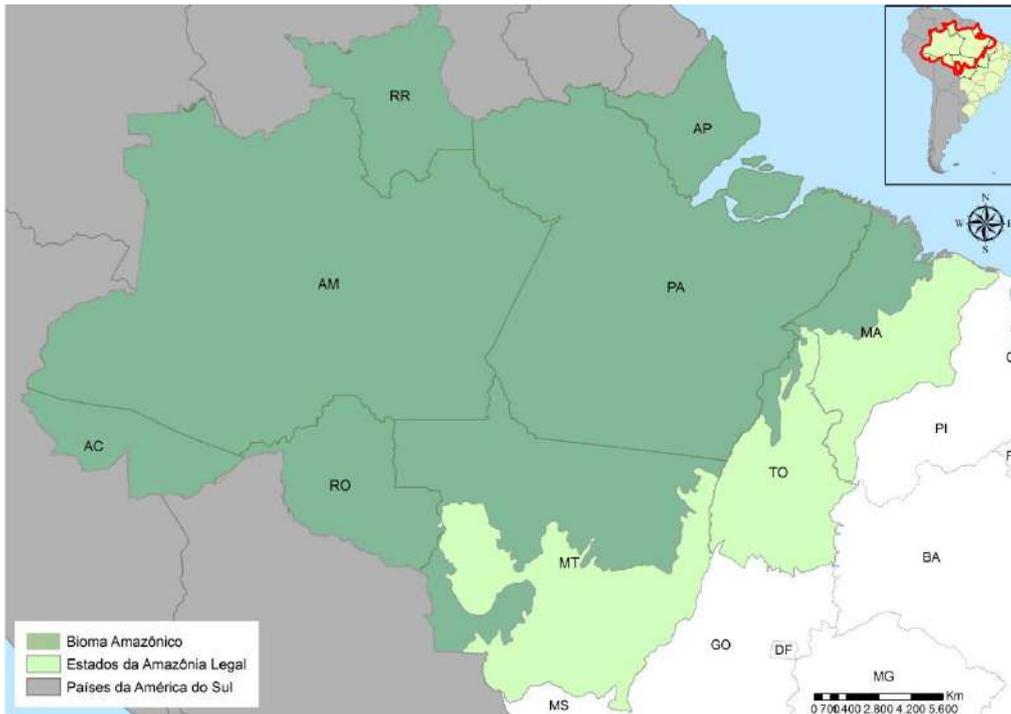


Figura 1- Mapa Amazônia Legal e Bioma Amazônico

A Amazônia é composta por uma diversidade de ecossistemas, relevos e tipos de vegetação. Abriga mais de 30% da biodiversidade mundial, incluindo mais de 5.000 espécies de vertebrados e 40.000 espécies de plantas, onde 300 são endêmicas (GARDA; DA SILVA; BAIÃO, 2010). Estima-se que, por hectare, a diversidade arbórea pode chegar a 300 espécies, sendo responsável por cerca de 15% da fotossíntese do planeta (FIELD, 1998). O conhecimento da diversidade de espécies da Amazônia ainda está em um estágio inicial de desenvolvimento (VERWEIJ et al., 2009), e muitas espécies ainda são desconhecidas pela ciência.

As florestas amazônicas têm sido uma parte importante do funcionamento do sistema terrestre desde o período cretáceo (MASLIN et al., 2005). Os processos de evaporação e condensação da Amazônia fazem parte dos mecanismos da circulação atmosférica global, tendo efeitos na precipitação e no clima da América do Sul e também do Hemisfério Norte (GEDNEY; VALDES, 2000). Na região da bacia hidrográfica amazônica, 25 a 50% da precipitação é reciclada pela floresta (evapotranspiração) e esse efeito é particularmente importante em regiões onde a maior parte da precipitação é proveniente de convecção local (BRIENEN et al., 2015). As

florestas possuem forte influência na complexa dinâmica hidrológica, principalmente porque regulam o volume e a vazão de nutrientes dos corpos d'água, tendo também efeito regulador sobre doenças como a malária (FURLEY, 1990).

A Amazônia tem grande importância também no ciclo do carbono, dado que esta retém um dos maiores estoques de carbono em ecossistemas, abrigando 150-200 Pg C em biomassa viva e nos solos (BRIENEN et al., 2015), o que é equivalente a aproximadamente 9-14 décadas de emissões antrópicas de carbono (CANADELL et al., 2007). Alguns estudos sugerem que a Amazônia pode também ter um importante papel como sumidouro de carbono (BAKER et al., 2004), com um sequestro estimado em 0.42-0.65 Pg/ano no período 1990-2007, correspondente a 25% do sumidouro terrestre total (BRIENEN et al., 2015). A capacidade de florestas maduras de atuarem como sumidouro é debatida (WRIGHT, 2005), mas tem recebido suporte por avaliações recentes de fontes e sumidouros globais de carbono e esse papel pode estar relacionado com fertilização de CO₂, mudanças nos regimes de luz ou outros fatores ainda não identificados (STEPHENS et al., 2007).

A retirada de cobertura florestal na Amazônia afeta o clima não só em larga escala, mas também localmente. A fragmentação, ou alteração entre a conectividade de remanescentes, decorrente do desmatamento diminui a resiliência da floresta a outros processos de degradação, como elevada dessecação e maior susceptibilidade à regimes de fogo (COCHRANE et al., 1999; LAURANCE et al., 1998; NEPSTAD et al., 1999). O desmatamento local e moderado pode ter o efeito de aumentar convecção e chuvas, mas o desmatamento em larga escala tende a reduzir a precipitação (DENNING; TAKAHASHI; FRIEDLINGSTEIN, 1999). Há fortes evidências que mostram que mudanças na floresta podem alterar o balanço hidrológico da Amazônia, mesmo com a precipitação mantendo-se constante (COSTA; BOTTA; CARDILLE, 2003). Alguns modelos sugerem que a remoção de 30-40% da floresta poderia colocar a Amazônia em um regime de clima permanentemente mais seco, com efeitos diretos nos padrões de vegetação (DIXON et al., 1994). A perda de cobertura florestal também tem efeitos sobre processos atmosféricos, como velocidade e convergência de ventos e refletância (DE VRIES et al., 2006; JANSSENS, 2003; LLOYD; FARQUHAR, 2012), podendo afetar também outros continentes distantes (FOLEY et al., 2007).

Apesar da Amazônia estar contida em oito países, 80% do desmatamento foi na porção brasileira, que durante os anos 80 e 90 foi responsável por um quarto das emissões globais anuais de desmatamento tropical (DEFRIES et al., 2002). As diminuições nas taxas de desmatamento reduziram as emissões após 2005 para 0.18 ± 0.07 Pg C/ano. Contudo, há evidências que o desmatamento está adentrando áreas com maior densidade de carbono (SONG et al., 2015). A maior parte das emissões acontece no momento da queima da biomassa, mas outra porção menor, ainda considerável, é decomposta lentamente e libera CO₂ em uma escala de tempo mais longa, por muitos anos e décadas (HOUGHTON et al., 2000). O desmatamento também pode afetar o estoque de carbono em áreas florestais próximas, por mudanças no microclima e por incêndios florestais (ALENCAR et al., 2004; BARLOW; PERES, 2004). Os efeitos indiretos do desmatamento e da fragmentação apontados anteriormente podem aumentar consideravelmente a diminuição do estoque de carbono na região (NEPSTAD et al., 1999).

As florestas da Amazônia proveem serviços e bens ambientais cruciais para a humanidade, incluindo vários considerados de valor econômico e social (D.MYERS, 1997). Alguns serviços ecossistêmicos provenientes da Bacia Amazônica são de escala local e facilmente reconhecidos e medidos (como extrativismo e atividades agrícolas). Outros, como polinização e controle de cheias são menos óbvios e se distribuem em escalas maiores, expandindo sobre paisagens complexas extensas, em toda a bacia, ou mesmo no planeta (FOLEY et al., 2007). O desmatamento em larga escala desencadeia interações não lineares e complexas entre a atmosfera e a biosfera, que podem prejudicar a continuidade da provisão destes serviços (LIMA et al., 2014). Ademais, em uma perspectiva ecológica, o desmatamento contribui fortemente para a atual onda de extinções do Antropoceno (DIRZO et al., 2014) e uma contínua queda de biodiversidade, que pode acarretar a próxima extinção em massa (BUTCHART et al., 2010). Isto afeta espécies individualmente assim como o funcionamento dos ecossistemas, com efeitos em cascatas que são difíceis de prever.

2.1 Processo Recente de Ocupação da Amazônia

O estudo do desmatamento da Amazônia precisa passar por uma análise do processo histórico geográfico de ocupação e exploração da região. Até 1950, a Amazônia Legal Brasileira possuía menos de 4 milhões de habitantes e em 1970, apenas 3% de áreas desflorestadas (BARRETO et al., 2005). A década de 60 assinalou a recente fase de colonização da Amazônia Brasileira e de desmatamento em larga escala, com uma nova ideologia militar de necessidade de ocupação da região, que foi marcada por um processo de integração nacional (ALENCAR et al., 2004). Foram lançados grandes projetos visando o desenvolvimento da economia da região e a ocupação de grandes extensões de terra, como o Programa de Integração Nacional (1970), o Programa Grande Carajás (1980) e o Programa Polonoroeste (1983) (KOHLHEPP, 2002). Grandes investimentos em infraestrutura foram realizados, como em portos, usinas hidrelétricas e, principalmente, estradas, como a Cuiabá-Porto Velho (BR-364, em 1968), a Transamazônica (BR-230, em 1972) e a Cuiabá-Santarém (BR-163, em 1973), além de milhares de quilômetros de estradas secundárias (LUI, 2008). No período de 1970 a 2000, mais de 80,000 Km de estradas foram construídos, dobrando a malha rodoviária da região (LUI, 2008). A distribuição espacial das estradas são um elemento central na intensificação do processo de transformação da paisagem amazônica, já que a maior parte do desmatamento ocorreu próximo a rodovias (ALVES, 2002). A opção por esse modelo de transportes constitui uma das importantes variáveis que levaram ao avanço do desmatamento.

O governo concedeu incentivos fiscais nas décadas de 70 e 80 para grandes produtores e empresas para incentivar atividades produtivas na Amazônia, caracterizando uma forte atuação estatal visando o aumento de exportações. Os programas desenvolvimentistas foram voltados para modernização e capitalização da agricultura, que passava por uma renovação tecnológica, a ‘revolução verde’¹

¹ A *revolução verde* consistiu em uma mudança da agricultura tipicamente de subsistência /extensiva para uma de intensiva, mais tecnificada, com alto consumo de insumos e tecnologias. No Brasil, o governo

(OLIVEIRA; MACHADO; MACHADO, 2009). Também viabilizaram a conversão de grandes áreas em pastagens extensivas, principalmente no norte do Mato Grosso e sul do Pará (MORAN et al., 1994; NEPSTAD et al., 2000, 2001). Entre 1960 e 1980 a população de gado pulou de quase zero para mais de 5 milhões de cabeças, apenas na Transamazônica. Em meados da década de 80, 10% da floresta amazônica já havia sido desmatada (MAHAR, 1989). A conversão de floresta em pastagens ocorreu a uma taxa de aproximadamente 8.000-10.000 Km² por ano nos anos 1970 (MAHAR, 1989) e em média 35.000 Km² nos anos 1980 (FEARNSIDE, 1989). Créditos governamentais, com taxas bem abaixo da inflação, ficaram mais escassos a partir de 1984, e novos incentivos foram suspensos a partir de 1991, principalmente devido a pressões internacionais para diminuir o desmatamento (FEARNSIDE et al., 2005). As taxas de desmatamento também caíram com a redução dos incentivos, evidenciando a relação entre esses fatores (MORAN et al., 1994).

Para incentivar a colonização, foi criado o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) em 1970, que delimitou lotes e estimulou a migração de pessoas do Nordeste e do Sul do Brasil. Contudo, a pequenos agricultores não foram concedidos acesso a linhas de incentivos (MORAN et al., 1994). Grande parte dos agricultores fracassou, dado que as condições ecológicas, de mercado, falta de conhecimento técnico agrícola específico, carência de serviços básicos e ausência de infraestrutura não foram considerados no planejamento (DIEGUES 1993).

A interferência inicial do Estado deu os estímulos básicos, como acesso rodoviário e fluxo migratório, para que o processo de ocupação ganhasse um movimento endógeno. A dinâmica econômica resultante reestruturou os fluxos migrantes, abarcando novos segmentos da sociedade. Os agentes privados, e não mais o governo, passaram a protagonizar o processo, em suas diferentes formas de atuação. O planejamento estatal abriu espaço para a lógica de mercado, que ditou a expansão das atividades econômicas, com grande peso para a atividade pecuária, responsável pela maior parte do desmatamento da região (RIVERO et al., 2009).

incentivou pacotes tecnológicos, com o emprego de máquinas, adubos, produtos químicos e sementes selecionadas (SANTOS, 2010).

O aumento de demanda de produtos agrícolas para o mercado interno e de recursos primários, como madeira e minério para exportação, impulsionou o movimento de expansão de fronteira agrícola (CASTRO, 2005). A fronteira é a região do espaço nacional que atende a interesse econômicos e políticos, e é a afirmação do compromisso governamental de modernização nacional (BECKER, 2005; CASTRO, 2005). MARGULIS (2003) descreve dois processos de expansão e consolidação da fronteira agrícola na Amazônia. O primeiro é pelos pequenos agentes econômicos, que se deslocaram para as frentes de colonização e, eventualmente, com o tempo vendem suas propriedades a outros agentes com mais capital. No segundo caso, a ocupação é realizada diretamente pelos grandes agentes (como pecuaristas, madeireiros e mineradoras), que veem nestas fronteiras espaços de oportunidades e investimentos, beneficiando-se de financiamento público. Os dois processos não são excludentes, mas a maioria das conversões são pela ação do segundo grupo. A conversão de florestas para pastagens e venda é uma atividade altamente rentável, estimulada pelo baixo custo das terras com florestas, que aumenta a lucratividade da atividade. O desmatamento é a principal maneira de garantir os direitos sobre a terra. MARGULIS (2003) ainda ressalta que as áreas ocupadas para conversão à pecuária sofrem influência das características biofísicas, com estação seca mais curta e temperaturas mais altas que são favoráveis ao crescimento de pastagens, havendo uma barreira natural à expansão em outras áreas de floresta mais densa e de altos índices pluviométricos.

A grilagem é uma parte fundamental neste processo de conversão, que envolve diversos agentes e é reatualizado em cada nova fronteira aberta. Nas etapas do processo de transformação de floresta nativa em terras tituladas e legalizadas, os direitos de propriedade apenas são assegurados com ocupação física da terra, o que induz a ação de grileiros e posseiros (CASTRO, 2005). Estes são agentes especializados em ocupar terras e dar garantia de posse até uma eventual legalização. Essas interações estratégicas entre proprietários de terras e posseiros tem como consequência o desmatamento. Assim, os posseiros desmatam áreas invadidas para posteriormente reclamarem reconhecimento oficial e títulos de propriedade formais (DE ALENCAR, 2009). Além da grilagem propriamente dita, a conversão de florestas em propriedades com títulos reconhecidos em cartórios também é endossada por um processo de concessão fraudulenta de títulos, onde a revisão prévia do histórico de titularidade da terra

raramente é realizada (MARGULIS, 2003). Outras práticas de grilagem de terras que ainda estão em curso atualmente incluem a revenda de títulos de terras públicas a terceiros; a incorporação de terra pública a propriedades particulares; a venda de títulos de posse não correspondentes às áreas que são atribuídos, e, mais recentemente, a venda pela internet de terra pública baseada em documentação forjada dos vendedores (LOUREIRO; PINTO, 2005).

MARGULIS (2003) associa os projetos de assentamentos do INCRA à esta economia, como uma política de privatização de terras e manipulação da pequena produção como força de trabalho. A localização dos assentamentos em áreas distantes e carentes de serviços públicos funciona como um desestímulo aos proprietários, que tendem a abandonar ou vender suas terras. Após as vendas, há um retorno dos assentados às vilas e cidades, onde passam a integrar a mão de obra para as poucas atividades econômicas existentes. A perspectiva é de aumento dos conflitos e da pobreza. De fato, o assentamento de famílias em áreas carentes dos recursos e conhecimentos ainda se repete mesmo em projetos recentes (OLIVEIRA; CARLEIAL, 2011), assim como o abandono de lotes e a dificuldade de ocupar todos os lotes criados nos assentamentos (LE TOURNEAU; DROULERS, 2001). Mesmo assim, as áreas de assentamento se tornaram um dos principais elementos do mundo rural na Amazônia Legal, representando quase um terço das terras usadas e quase 74% dos estabelecimentos rurais (LUIZ et al., 2017). Apesar da Amazônia acolher somente 39% do número de assentamentos do Brasil, estes ocupam uma área de 41,8 milhões de hectares, representando 81% da área destinada à reforma agrária no país e 8% da área dos estados da Amazônia Legal (LUIZ et al., 2017). Contudo, estima-se que 40% desta área já foi desmatada (ALENCAR et al., 2016). Isto porque, no início, uma das condicionantes para assegurar a posição de assentado era “beneficiar a terra”, conceito que significava desmatar a floresta para produção agropecuária, e o desmatamento era incentivado pelo governo como estratégia necessária para a ocupação, produção e garantia de posse da terra. Mais recentemente, há uma tendência a ações que incluem a pauta ambiental no processo de reforma agrária, como por exemplo, novas modalidades de assentamentos ambientalmente diferenciadas criadas pelo INCRA (ALENCAR et al., 2016).

Para identificar os atores principais que promovem o desmatamento da Amazônia, é preciso apontar os processos das regiões de fronteiras, as motivações políticas e econômicas, os problemas quanto à direitos de propriedade e a dinâmica do processo, que é variável conforme os custos de oportunidade e renda dos atores. CASTRO (2005) distingue três áreas que representam a diversidade de fronteiras encontradas na Amazônia. A primeira é o Arco do Desmatamento, área de intensa atividade de desmatamento, cujos limites atualmente se estendem do sudeste do estado do Maranhão, ao norte do Tocantins, sul do Pará, norte de Mato Grosso, Rondônia, sul do Amazonas e sudeste do estado do Acre (Figura 2). Estes somam as maiores taxas de desmatamento e são responsáveis por 80% do desmatamento acumulado. A segunda é o que a autora chama de “fronteira clássica”, padrão que tem se consolidado em alguns subespaços regionais. Ilustrados pela Transamazônica e o sudeste do Pará, corresponde a estrutura padrão de ocupação, marcada pelos programas de colonização das décadas de 70 e 80, combinados com incentivos fiscais a médias e grandes empresas madeireiras e da pecuária. A terceira é caracterizada pela expansão de novas frentes das atividades pecuárias e madeireiras, e também da monocultura expansiva de grãos, notadamente a soja, especialmente no Mato Grosso, Goiás, Tocantins e posteriormente Pará, avançando também no sudeste do Amazonas.

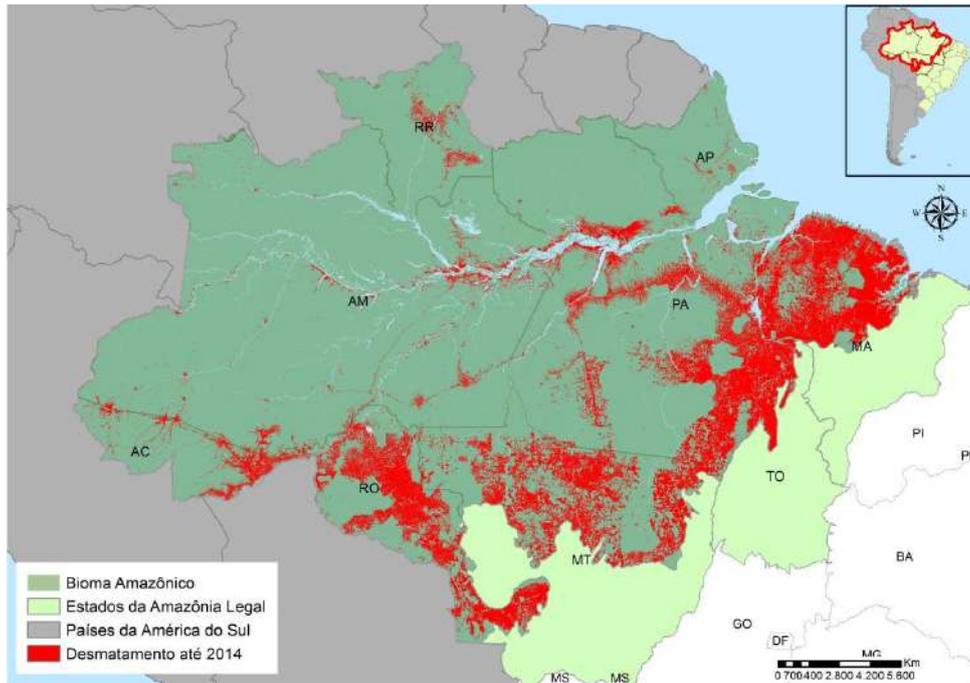


Figura 2 – Mapa desmatamento acumulado na Amazônia, evidenciando o Arco do Desmatamento. (Dados: PRODES, 2016)

Os estudos sobre desmatamento nos anos 80 e 90 mostraram alguns padrões que podem ser relacionados à história de ocupação da Amazônia, acompanhando projetos de colonização, a expansão de rodovias e projetos de energia e de mineração (MATTOS; UHL, 1994; PFAFF, 1999; WALKER; HOMMA, 1996). O desmatamento foi concentrado principalmente no Arco do Desmatamento, área onde atualmente as atividades econômicas e a estrutura social e política já estão consolidadas (MARGULIS, 2003). O desenvolvimento advindo do desmatamento, principalmente de atividades agropecuárias, seu principal vetor, poderia talvez justificá-lo através de ganhos para a economia e benefícios sociais. Contudo, estes podem não ser suficientes para ultrapassar as perdas ambientais e, além disso, indicadores sociais e econômicos regionais mostram que avanços sociais ocorrem nas áreas urbanas e não nas rurais (FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005). REYDON & HERBERS (1989) relacionaram grandes projetos agropecuários com os preços de terra na Amazônia, e indicaram que as maiores elevações de preço foram nas regiões onde houve a entrada de grandes grupos econômicos, onde também foram mais elevados os índices de desmatamento e maiores os conflitos por terra. Dessa forma, as melhorias nas condições

sociais não teriam conexão direta com os desmatamentos ocasionados pela agropecuária.

2.2 Histórico Recente do Desmatamento

No final da década 80 e nos anos 90, os investimentos realizados na Amazônia levaram à perda de aproximadamente 180,000 Km² de área florestada (ALVES et al., 2007), principalmente no arco do desmatamento. A partir de 1990, grandes intervenções impulsionaram a economia amazônica: expansão de redes ferroviárias e rodoviárias, de indústrias e exploração de recursos naturais, abertura de novas áreas para agropecuária, e o surto demográfico que esses fatores atraíram (HARGRAVE, 2013). As condições de mercado, os vários corredores de transportes que foram sendo viabilizados, e investimentos de grupos nacionais e multinacionais favoreceram a expansão em larga escala da soja e da mecanização de outras culturas na região (GAZONI, 2011).

O desmatamento foi crescente do final dos anos 80 até 2004, com algumas oscilações, e teve uma queda constante a partir de 2005 (Figura 3). No início dos anos 90, em um período de instabilidade econômica, o desmatamento teve taxas menores. A retomada da estabilidade e do consumo interno após o plano real em 1994 levou ao pico de desmatamento em 1995 (FEARNSIDE, 2005). Após esse pico, houve uma modificação no Código Florestal, aumentado a área de reserva legal de 50% para 80% na Amazônia, o que pode ter contribuído para a diminuição das taxas nos anos seguintes (FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005).

Como já colocado, a partir da década de 90, um segundo processo de ocupação ocorreu na Amazônia, onde os incentivos fiscais não eram mais determinantes, mas a rentabilidade de atividades agropecuárias, madeireiras e extrativistas que foram responsáveis por impulsionar a expansão e transformação da fronteira (ALENCAR et al., 2004). O desmatamento se tornou muito mais sensível às influências internacionais, como o mercado de commodities e os avanços tecnológicos que permitiram a expansão de culturas mecanizadas em larga escala na região. Neste período houve uma alta no preço da soja, e mais da metade do desmatamento ocorrido foi nos estados do Mato Grosso e sudeste do Amazonas (NEPSTAD et al., 2014). Após 2002 o desmatamento

voltou a crescer, junto com o aumento de preços de commodities agrícolas, principalmente a soja, tendo outro pico em 2004, chegando a 27.400 Km² de retirada de cobertura florestal (MALHI et al., 2008). Neste ano, as emissões por mudança de uso do solo foram aproximadamente 1/3 das emissões totais do país.

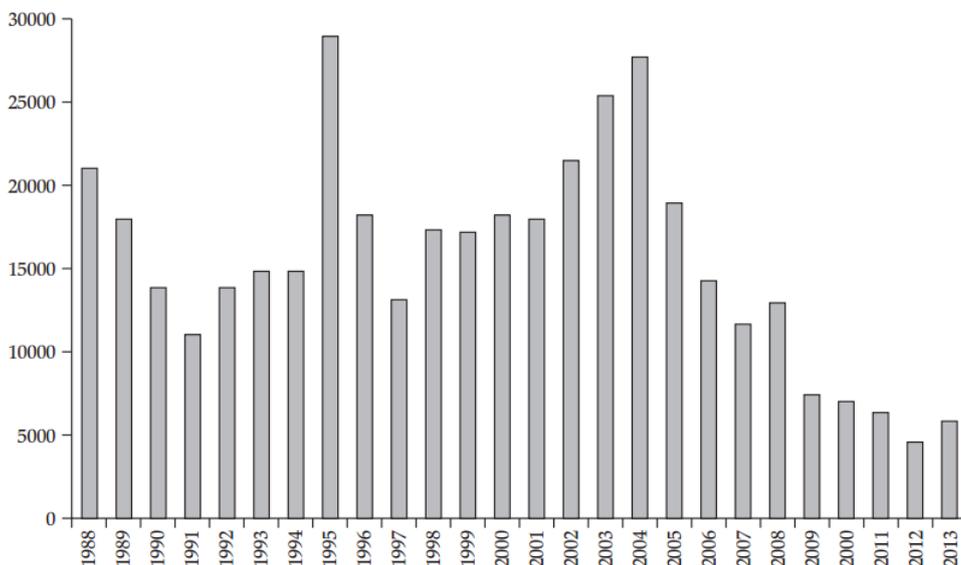


Figura 3. Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal (km² por ano). Desmatamento de 1988 equivale à média do desmatamento da Amazônia Legal de 1977 a 1988. O desmatamento de 1993 e 1994 é a média entre estes dois anos. Dados oficiais do PRODES/INPE. Fonte: PRODES (2014).

É importante ressaltar que a dinâmica do desmatamento é diferente entre os estados da Amazônia, que tem políticas fundiárias e históricos de ocupação distintos. A dinâmica de desmatamento em Rondônia, caracterizado por pequenos agentes, é diferente do que ocorre no Pará e no Mato Grosso, regiões de fronteira consolidada e espaços de agentes de maior capitalização (MARGULIS, 2003). O grau de consolidação de fronteira também interfere na diferença entre os processos estaduais, isto é, fatores como a distância aos mercados, a disponibilidade de mão de obra, infraestrutura e terras devolutas, além tipo de vegetação de interesse madeireiro (MARGULIS, 2003). Em 1990, os estados do Pará, Mato Grosso, Rondônia e Tocantins foram responsáveis por 76% dos novos desmatamentos. Dez anos depois, essa proporção subiu para 85% incluindo apenas os três primeiros estados (CASTRO, 2005). Dos vinte municípios com maior área desmatada até 2005, nove estão no Pará e oito no Mato Grosso (PRATES, 2008). Entre 2009 e 2011, aproximadamente 70% do desmatamento ocorrido se concentrou nos estados do Mato Grosso e do Pará. Este último tem exibido as maiores

taxas de desmatamento desde 2005, posto até então ocupado pelo Mato Grosso (MAGALHÃES; DOMINGUES, 2016). Não coincidentemente, os estados que mais foram submetidos a políticas desenvolvimentistas desde os anos 70, com avanço de infraestrutura, incentivos fiscais para atividades de mineração, madeireira e pecuária, programas de colonização, são os que possuem hoje as maiores taxas de desmatamento acumulado (CASTRO, 2005). Contudo, outros estados que hoje possuem taxas mais baixas de desmatamento, tiveram a maior parte da mudança de sua paisagem em períodos anteriores, como o Maranhão, que nos anos 60 e 70 sofreu desmatamento intenso e violento, com o avanço das frentes madeireiras, da pecuária e da rodovia Belém-Brasília (CASTRO, 2005).

A partir de 2005 houve uma forte queda das taxas de desmatamento, acompanhando a queda do preço da soja. Taxas anuais desceram de 27.400 km² em 2004 para 4.571 km² em 2012 (PRODES 2015), as mais baixas registradas desde o início das medições, e 76% menores que a média histórica (1996-2005). O declínio foi devido a uma junção de fatores, incluindo políticas públicas, mecanismos de mercado e iniciativas do setor privado (GODAR et al., 2014). Intervenções governamentais, especialmente as ações de comando e controle, foram eficientes em diminuir o desmatamento (ARIMA et al., 2014; ASSUNÇÃO et al., 2013), mas fatores externos também foram importantes. Nestes incluem-se a moratória da soja e da carne, introduzidas em 2006 e 2009 respectivamente, liderados por organizações não governamentais com adesão da maior parte dos compradores; mudanças de mercado, devido a flutuações nos preços das commodities, e o enfraquecimento da moeda brasileira (NEPSTAD et al., 2014). Estes processos serão aprofundados nas próximas seções deste trabalho. As taxas de desmatamento aparentemente se estabilizaram em 2009, mas houve aumentos em 2013 e em 2016, o que levanta questionamentos quanto à efetividade das políticas correntes em manter ou diminuir os níveis atuais (INPE, 2016a).

A área acumulada que foi desmatada na Amazônia legal até 2014 foi de aproximadamente 785 mil km², correspondendo a 19,6% da floresta (NOBRE, 2014), que ocorreu principalmente no arco do desmatamento, a fronteira de uso do solo mais ativa do mundo em termos de perda de cobertura florestal e intensidade de incêndios (MORTON et al., 2006).

2.3 Causas do Desmatamento

Além do desmatamento ocorrido no processo de colonização e pelas dinâmicas de migração e grilagem de terras abordadas na seção anterior, outros fatores influenciam, direta ou indiretamente, a retirada de cobertura florestal na Amazônia. A economia da Amazônia é cada vez mais inserida no mercado internacional, através de um processo de globalização que está acelerando o ritmo de conversão das florestas nativas (NEPSTAD et al., 2006). Assim, além dos fatores de conversão direta, como extrativismo, pecuária e agricultura, existem também outros fatores subjacentes como pressões econômicas, arranjos institucionais e insegurança fundiária que influenciam as taxas de desmatamento.

A expansão da fronteira agrícola se deu historicamente por conversão a pastagens para pecuária (CHOMITZ, 2006; GIBBS et al., 2010), que foi responsável por dois terços do desmatamento total acumulado, principalmente por grandes e médios produtores (GODAR et al., 2014). O consumo crescente por carne está atrelado à expansão das economias, onde os indivíduos aumentam seu consumo de carne (KAIMOWITZ et al., 2004), aumentando as exportações brasileiras. Assim, com o aumento da demanda, mais áreas são convertidas em pastagens. Por exemplo, de 1990 a 2010, o número de cabeças de gado na Amazônia saltou de 25 milhões para mais de 70 milhões, e as exportações de gado e derivados são projetadas para crescerem em até 80% até 2020 (BOWMAN et al., 2012). A maior parte de tal crescimento ocorre especialmente nos estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia, coincidindo com o Arco do Desmatamento (HARGRAVE; KIS-KATOS, 2013). Grande parte do desenvolvimento da pecuária brasileira foi realizada em sistemas extensivos e de baixa produtividade, como resultado dos baixos preços de terra e escassez de mão de obra, além de especulação imobiliária (HECHT, 1993). Os processos associados à expansão da pecuária têm se mostrado extremamente resilientes. Isso se dá não por uma causa única, como a rentabilidade específica da atividade, mas é o resultado da interação complexa de múltiplas causas (RIVERO et al., 2009; RODRIGUES, 2004). Essas causas estão associadas, principalmente, à liquidez da atividade, à relativa simplicidade dos processos produtivos, ao baixo nível de investimento de capital necessário à sua instalação, e à sucessiva redução de custos de transporte (RIVERO et al., 2009).

O aumento da demanda internacional por commodities agroindustriais tem colidido com a escassez de áreas apropriadas para expansão nos Estados Unidos, Europa oriental, China e outros países de produção agrícola (BROWN et al., 2004). Assim, a expansão do agronegócio tem se dado no Cerrado e na Amazônia brasileira (NEPSTAD et al., 2006). Embora essas regiões brasileiras produzam uma grande variedade de culturas, a soja predomina em termos de lucros (ALVES et al., 2007). Nos anos 2000 as taxas de desmatamento foram correlacionadas com o preço da soja e do gado, tanto espacial, quando temporalmente (BARRETO; PEREIRA; ARIMA, 2008; EWERS; LAURANCE; SOUZA, 2008). Esses processos de interação onde o mercado internacional de commodities influencia o uso do solo na Amazônia são chamados de *telecoupling* (LIU et al., 2015). Ganhos recentes na área dedicada e de produtividade de variedades adaptadas fizeram do Brasil um dos principais produtores de grãos como a soja. O aumento na produção foi também devido ao intenso uso de fertilizantes, agrotóxicos e insumos, mecanização, irrigação e em monoculturas em grande escala, que, em conjunto, podem comprometer solos, contaminar e assorear bacias hidrográficas, alterar ciclos biogeoquímicos e influenciar outros ecossistemas (VERA-DIAZ; KAUFMANN; NEPSTAD, 2009).

Fatores econômicos favoráveis, como a taxa de câmbio, também contribuíram para o aumento das atividades agroindustriais extensivas (BRANDÃO; SOUZA, 2006). Ademais, existe um *feedback* positivo com o aumento mundial de consumo de proteína animal, dado que a soja é um dos principais componentes da alimentação animal (NEPSTAD et al., 2006). Esta se tornou uma importante atividade para a economia nacional, responsável por aproximadamente um terço do PIB brasileiro em 2004 (MORTON et al., 2006), o que fez do Brasil maiores produtores mundiais de commodities agropecuárias. O avanço de área plantada com soja se dá principalmente na conversão de áreas de pastagens e não por conversão direta (BRANDÃO; SOUZA, 2006; MACEDO et al., 2012). Contudo, diversos estudos (ARIMA et al., 2011; BARONA et al., 2010; NEPSTAD et al., 2006; RICHARDS et al., 2012) demonstraram um impacto indireto de uso do solo que conecta a expansão de agricultura mecanizada em áreas consolidadas com a conversão de florestas em pastagens em fronteiras distantes. ARIMA et al. (2011) demonstrou que uma redução de 10% de soja em antigas áreas de pastagens teria diminuído o desmatamento em até 40% em outros municípios

da Amazônia. Dessa forma, a expansão da soja atua como uma causa subjacente de desmatamento, deslocando o desmatamento para áreas florestadas ao norte, onde a conversão em pastagens é o fator predominante de desmatamento (BARONA et al., 2010).

A exploração da madeira na Amazônia Legal é outro vetor de degradação florestal, onde 80% da madeira produzida é de origem predatória e ilegal, exercendo forte pressão sobre as florestas e expandindo as fronteiras de desmatamento (ISA 2008). A paisagem deixada por operações madeireiras seletivas é complexa, com clareiras e estradas, deixando a floresta degradada, geralmente com 40 a 50% do dossel removido (NEPSTAD et al., 1999). O corte seletivo pode também desencadear um processo de degradação onde a pastagem é gradativamente introduzida, em uma dinâmica que pode durar anos e levar a conversão total daquela área (REIS; MARGULIS, 1991). O setor madeireiro ainda atua predatoriamente e tende a se deslocar para áreas mais remotas, em consequência da exaustão dos recursos florestais (LENTINI; VERÍSSIMO; PEREIRA, 2005; SOBRAL et al., 2002). Alguns autores já sugeriram uma conexão significativa e positiva entre o desmatamento e o mercado internacional de madeira, onde o aumento do preço da madeira leva a maiores taxas de desmatamento (DAMETTE; DELACOTE, 2011; DAVIDSON et al., 2012; JUSYS, 2016). Contudo, este caráter depredador paradoxalmente traz problemas para o próprio setor. O ciclo de corte poderia ser reduzido de 70 a 100 anos (sem manejo) para 30 a 40 anos (com manejo), ou seja, o dobro de produção por unidade de área, além de possibilitar entrar em mercados exigentes de certificação ambiental (MATTOS; UHL, 1994).

A indústria madeireira, em conjunto com a da soja, têm sido as principais propulsoras para a expansão de infraestrutura de transporte na região (CARVALHO et al., 2001; FEARNSIDE; P.; M, 2001; NEPSTAD et al., 2001). Isto reduz os custos de transporte pelo aprimoramento de acesso aos portos para escoamento da produção. Historicamente o desmatamento ocorreu acompanhando as estradas. NEPSTAD et al. (2001) demonstraram que entre 1978 e 1994, 75% do desmatamento ocorreu em até 100km de distância de rodovias federais, e para o período 1991-1997, ALVES (2002) sugere uma proporção ainda maior, de 90%. BARBER et al. (2014) estima que 95% do desmatamento ocorrido na Amazônia se localiza a até 5.5 Km de uma estrada, oficial ou não. O investimento em estradas tem efeitos mesmo antes de sua realização, causando

uma valorização das terras ao entorno, estimulando processos de especulação fundiária, atividades extrativistas predatórias, grilagem e estabelecimento de novas frentes de desmatamento. Há maior migração e colonização espontânea, com uma ocupação desorganizada do espaço, intensificando conflitos sociais (VERBURG et al., 2014). Estradas oficiais frequentemente estimulam o surgimento de milhares de quilômetros de estradas não oficiais, adentrando florestas públicas e facilitando a penetração destes processos (JUSYS, 2016). Alguns autores sugerem que a relação entre o avanço de estradas e o desmatamento é mais complexo do que normalmente considerado (ANDERSEN et al., 2002; MARGULIS, 2003; MERTENS et al., 2002, 2004). SCOUVART et al. (2008), por exemplo, encontrou uma forte relação entre desmatamento e estradas, contudo estas agem como catalisadoras do desmatamento, e não são condições suficientes para que o desmatamento ocorra. Assim, elas direcionam o sentido do desmatamento, mas a velocidade depende das condições econômicas da região e como os agentes são influenciados por elas (SOARES-FILHO et al., 2005).

Um importante problema na Amazônia brasileira é a má definição e fiscalização de direitos de propriedade, especialmente em terras públicas. Se as terras públicas não são incorporadas e legalmente protegidas, são suscetíveis à ocupação ilegal (FEARNSIDE; P.; M, 2001). Assim, há o incentivo aos agentes à retirada da cobertura florestal, para adquirir os direitos de propriedade e para, posteriormente, não tê-la expropriada ou invadida. ARIMA et al. (2014) mostrou que a falta de título legal e insegurança nos direitos de propriedade contribuem para taxas mais altas de desmatamento. Condições biofísicas (como estação seca curta e solos férteis), em conjunto com as características das estradas principais, são aspectos importantes na localização de abertura de novas fronteiras (CHOMITZ; THOMAS, 2003; SCHNEIDER et al., 2002). SOUVART et al. (2008) mostra que as taxas de desmatamento são mais baixas em áreas onde colonos têm mais dificuldade de angariar capital e suporte, que atuam como limitantes tanto para a permanência do colono na área, quanto para sua capacidade de desmatamento. Com o “envelhecimento” da fronteira, os direitos de propriedade são outorgados aos que conseguiram permanecer, que são colonos com maior capitalização. Isto reforça a concentração de terras e a especulação imobiliária, que por sua vez também incentivam o avanço do desmatamento (MARGULIS, 2003; SANT’ANNA, 2016; SCHNEIDER, 1995).

Além dos efeitos diretos supracitados, deve-se considerar o arranjo político e institucional como fatores adicionais que influenciam as taxas de desmatamento. Políticas públicas são indutoras importantes para o desmatamento, como as políticas já abordadas de caráter desenvolvimentista de migração e crédito adotadas pelo governo brasileiro a partir da década de 60. ANDERSEN & REIS (1997) mostraram que estas políticas levaram a um aumento de desmatamento de 9,6 milhões de hectares, onde 72% são explicados por expansão de estradas e 28% por créditos subsidiados. Irregularidades institucionais, comumente observadas em países em desenvolvimento como Brasil, também propiciam o desmatamento ilegal, como agências reguladoras que protegem entrada no mercado; resoluções arbitrárias pelo poder judiciário; políticos que utilizam a máquina estatal para beneficiar classe de apoiadores (LA PORTA et al., 1999). RODRIGUES-FILHO et al. (2015) sugerem que eleições podem ser catalisadoras de desmatamento, devido à mudança de funcionários das instituições que ocorre logo após as eleições, que pode chegar a 50%. Os atores estariam cientes dessa fragilidade institucional, o que precariza ações de monitoramento, de forma que no primeiro ano de governo há surtos de desmatamentos ilegais.

Dinheiro é um componente fundamental na função do desmatamento, mas a relação entre desmatamento e renda é complexa. Uma maneira de abordar este tema é através da Curva de Kuznets Ambiental (CKA). O argumento tradicional da curva de Kuznets ambiental (em formato de U invertido), como sugerido por CULAS (2012) para a América Latina, é que a exploração ambiental é consequência da pobreza, sugerido por alguns autores para a região (BHATTARAI; HAMMIG, 2001; DIAS; FERREIRA, 2011; FARIA; ALMEIDA, 2016). Quando um determinado nível de riqueza é atingido, há maiores investimentos em atividades mais intensivas de capital e trabalho, desestimulando atividades de extração de recursos naturais. Já para ARAUJO et al. (2009) as evidências de CKA para a Amazônia é fraca, e OLIVEIRA (2009) e PRATES (2008), relatam que os resultados diferem entre estados e municípios, com uma CKA em forma de U para alguns espaços da Amazônia legal. Dessa forma, maior renda é atrelada à maior pressão sobre os recursos naturais, ou seja, comunidades mais capitalizadas estimulam o desmatamento. Em partes do Brasil isto se justifica devido à intensidade de uso da terra e capital dos setores predominantes. JUSYS (2016) argumenta que com rendas menores, pequenos agricultores não possuem fundos

necessários para um desmatamento em larga escala, sugerindo que os investimentos seriam realizados em intensificação da agricultura, reduzindo a pressão nas florestas. Existem, claro, diferenças intraregionais importantes (OLIVEIRA; MACHADO; MACHADO, 2009). Uma exceção são espaços de fronteiras com a floresta, onde o processo de agricultura expansiva dos colonos é bem conhecido e descrito (ALDRICH et al., 2006).

Em estudos sobre a interação homem-ambiente, explicações causais simples foram recentemente substituídas por abordagens mais sistêmicas, que permitem a consideração de análises causais mais complexas (YOUNG et al., 2006). Muitos estudos se debruçam sobre essas interações, principalmente as econômicas. Por exemplo, PRATES (2008) estuda a correlação entre desmatamento, preços dos produtos e disponibilidade de crédito para 2000-2004. RIVERO et al. (2009) analisa correlações entre desmatamento, área de plantação de soja e de pastagens (2000-2006). FARIA & ALMEIDA (2016) estabelecem uma relação entre abertura a capital externo e desmatamento. Outros estudos investigam causas gerais do desmatamento (AGUIAR; CÂMARA; ESCADA, 2007; HARGRAVE; KIS-KATOS, 2013), enquanto ANGELSEN (1999) e GEIST & LAMBIN (2002) analisam as causalidades empiricamente. Tomando HARGRAVE & KIS-KATOS (2013) como exemplo, os autores concluem que o alto preço da carne e da soja, assim como o da madeira, estão associados com altas taxas de desmatamento na Amazônia, mas fatores como densidade populacional e produtividade não foram condições necessárias ou suficientes para o desmatamento. SCOUVART et al. (2008) realiza uma Análise Comparativa Qualitativa e revela os caminhos que articulam as causas do desmatamento em diferentes contextos. Os autores ressaltam que apesar das políticas nacionais e características biofísicas serem similares, o desmatamento em diferentes regiões na Amazônia é causado por conjuntos distintos de fatores, mas que possuem padrões identificáveis.

Assim, os desmatamentos tropicais não podem ser reduzidos a uma variável; como visto, são diversos fatores, e suas relações, que favorecem a degradação ambiental, atuando em diferentes escalas (GEIST; LAMBIN, 2002). A eficiência de medidas para conter o desmatamento tem que compreender as motivações dos agentes e suas interações, e se adaptar a sua alta dinamicidade. A seção seguinte abordará os

principais ações que tiveram sucesso em reduzir atividades predatórias na última década.

3 Monitoramento e Combate ao Desmatamento na Amazônia Brasileira

3.1 Sistemas de Monitoramento

O Brasil é considerado uma referência em monitoramento florestal (GODAR et al., 2014; RAJÃO et al., 2014) e seus diferentes sistemas desenvolvidos nas últimas décadas foram definitivos no sucesso que o país teve em reduzir e controlar a retirada ilegal de cobertura florestal (ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2012; GODAR et al., 2014). O acompanhamento das mudanças de uso do solo é realizado com auxílio de sensoriamento remoto por satélites. Porém, as rápidas variações temporais, a extensão da região e a frequente cobertura de nuvens, típica de floresta tropical, são desafios que exigem constante aprimoramento e inovação.

Em 1979 foi gerado o primeiro mapeamento do desmatamento da Amazônia pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF). Contudo, um sistema de monitoramento contínuo só foi lançado no final da década de 80, devido a pressões nacionais e internacionais para conservação da Amazônia. Em 1988, o INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) lançou o PRODES, Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite. Ele utiliza imagens dos satélites LANDSAT e CBERS de resolução de 20 e 30 metros para detectar taxas anuais de corte raso, mapeando uma área mínima de 6.25 ha, mas não registra derrubadas parciais. O PRODES provê os dados oficiais de taxas de desmatamento anuais. Os dados são coletados entre o agosto e julho do ano seguinte, sendo então ineficientes para guiar ações de prevenção e fiscalização.

Assim, como parte do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), em 2004 o INPE implementou o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER), que é um sistema de levantamento rápido feito mensalmente, que além das áreas de corte raso, mapeia também áreas em processo de degradação florestal. É baseado no sensor MODIS dos satélites TERRA/AQUA, e do sensor WFI do CBERS, de maior temporalidade, mas menor resolução espacial (250m), de forma que detecta o desmatamento apenas de áreas

superiores a 25 ha. É utilizado para indicar alertas de desmatamentos rapidamente e guiar as inspeções de campo. Contudo, devido a nova estratégia de desmatamento em áreas pequenas, onde mais de 80% é concentrado em áreas inferiores ao limiar do DETER, correspondendo a 50% da área total desmatada, viu-se a necessidade de um novo sistema de alertas em tempo quase real de maior resolução. Assim, em 2016 foi lançado o DETER-B, que possui resolução de 60 metros, capaz de discriminar polígonos superiores a 6.25ha e utiliza sensores de dois satélites, ResourceSat-2 e CBERS-4 (INPE, 2016b).

Adicionalmente, os dados do DETER indicaram a necessidade de um sistema específico para monitorar a crescente degradação florestal. Lançado em 2008, o DETER-B utiliza o mapeamento de áreas com tendência a serem convertidas em desmatamento em imagens LANDSAT e CBERS, aplicando contrastes para destacar as evidências de degradação, em uma área mínima de 6.25 ha, assim como o PRODES. O INPE também mantém um sistema para monitoramento de queimadas por satélite, QUEIMADAS. Ele inclui o monitoramento operacional de focos de queimadas e de incêndios florestais, além do cálculo e previsão do risco de fogo da vegetação, atualizado a cada três horas.

A Amazônia conta ainda com mais dois sistemas de monitoramento, o DETEX, de Detecção de Exploração Seletiva, diferente do DETER e PRODES por ser pontual e detalhista. Foi concebido para monitorar atividades madeireiras no meio da floresta, como abertura de pátios para armazenamento de toras e corte seletivo nos distritos florestais. Com ele é possível identificar com clareza intervenções madeireiras para rápida ação de fiscalização do IBAMA (INPE, 2010). Finalmente, o projeto TerraClass objetiva caracterizar o uso e cobertura das terras desmatadas, com mapeamento realizado a cada dois anos a partir de 2004, permitindo acompanhar perda e ganho de florestas secundárias e a dinâmica de outros usos do solo (ALMEIDA et al., 2008).

Esses conjuntos de sistema possuem grande transparência, sendo disponibilizados online regularmente, e atuam em diferentes escalas e objetivos, compondo um importante sistema de governança e um arcabouço para estudo e direcionamento de políticas futuras. RAJÃO, MOUTINHO & SOARES (2017) sugerem alguns pontos que poderiam avançar no monitoramento brasileiro, como a expansão de

dados atualizados para outros biomas, mecanismos de acompanhar cadeias produtivas e maior proteção quanto a interferência política na disponibilização de dados.

3.2 Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm)

Os sucessivos e expressivos aumentos das taxas de desmatamento da Amazônia no início dos anos 2000, juntamente com crescentes pressões internacionais e da sociedade civil organizada, fizeram com que, em 2003, o Governo Federal reorganizasse sua estratégia de controle do desmatamento na região amazônica. Dessa forma, foi lançado em 2004 o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (Decreto s./n. de 03/07/2003), um Grupo Permanente de Trabalho Interministerial (GPTI) composto por 15 ministérios com políticas endereçadas à Amazônia e com a finalidade de propor e coordenar ações que visavam a redução dos índices de desmatamento na região. O plano inaugura uma nova forma de abordar o desmatamento, envolvendo procedimentos inovadores para monitoramento, e ordenamento territorial (IPEA; GIZ; CEPAL, 2011). MARQUESINI et al. (2008) ressaltam que no PPCDAm, pela primeira vez, o governo admitiu a complexidade dos processos de desmatamento, que só pode ser combatido se envolver várias partes do governo, não apenas órgãos ambientais.

O plano propõe medidas emergenciais, de atuação no curto prazo e também ações prioritárias de janela temporal maior, que objetivam estruturar soluções duradouras (PPCDAM, 2004). Ele foi revisado, atualizando-se quanto as dinâmicas de desmatamento, resultando em 4 fases, sendo primeira de 2004-2008, a segunda de 2009-2011, a terceira de 2012-2015 e está atualmente na quarta fase, 2016-2020.

A primeira fase do PPCDAm definiu as diretrizes e estratégias e estabeleceu três subgrupos e suas respectivas áreas de atuação, que foram seguidos pelas fases subsequentes:

i) Ordenamento fundiário e territorial- Instrumentos de ordenamento territorial com enfoque para política fundiária, unidades de conservação e estratégias de desenvolvimento local sustentável.

ii) Monitoramento e controle ambiental- Instrumentos de monitoramento, licenciamento e fiscalização de desmatamento, queimadas e exploração madeireira;

iii) Fomento a atividades produtivas sustentáveis- Crédito Rural e Incentivos Fiscais, Assistência Técnica e Extensão Rural. - Pesquisa Científica e Tecnológica.

Os principais resultados alcançados pela primeira fase foram no eixo de monitoramento e controle. Um grande avanço foi a implementação do sistema DETER, que é um Sistema de detecção de desmatamentos em tempo quase real, e identifica áreas a partir de 25ha, como mencionado na seção anterior. Estes dados são repassados ao IBAMA, de forma a orientar a fiscalização em campo. Além disso, foram criados mais de 25 milhões de hectares em unidades de conservação e um novo órgão para manejá-los (Instituto Chico Mendes- ICMBio); mais de 10 milhões de hectares de terras indígenas foram homologadas, principalmente em áreas de conflito; foi promulgada a Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei 11.824/06), a qual aumenta a transparência à identificação de florestas públicas e acelera o processo de concessão florestal; foi implantado Serviço Florestal Brasileiro; e houve a Criação do Distrito Sustentável da BR-163 (PPCDAm, 2009).

Uma avaliação independente da primeira fase do PPCDAm indicou que houve uma falta de detalhamento nas ações que deveriam ser realizadas, com ações sem foco e abrangentes que não incluíram peculiaridades sub-regionais (ABDALA, 2008), dado que medidas centralizadas que abordaram a Amazônia como um espaço uniforme resulta em efeitos rebote em outros locais (ASSUNÇÃO et al., 2015). Monitoramento e controle foi o subgrupo de melhor desempenho, seguido pelo de ordenamento fundiário. ASSUNÇÃO et al. (2015) sugerem que, de 2005 a 2009 as políticas de comando e controle foram responsáveis por evitar que 62.000 km² fossem desmatados, representando 52% do que teria sido desmatado no período. O restante os autores atribuem a variações no preço de produtos agrícolas e do gado.

Fatores relacionados ao uso do solo e desmatamento na Amazônia apontaram sinais de mudança após alguns anos de PPCDAm. Neste período, já era possível

observar uma alteração na dinâmica do desmatamento, com grandes polígonos diminuindo sua participação no total do desmatamento. Em 2007, aletas mensais do DETER indicaram aumento das taxas de desmatamento. Em resposta a esse aumento, o governo brasileiro começou a trabalhar na segunda fase do PPCDAm, lançada em 2009, que objetivava promover a queda contínua das taxas, almejando o desmatamento ilegal zero. O plano incluiu diretrizes mais voltadas para os eixos de produção sustentável, como incentivos para melhor utilização de áreas já desmatadas e certificação de produtos de biodiversidade; e para o eixo de ordenamento fundiário, como a criação de modelos alternativos de reforma agrária para a Amazônia, e à implementação do CAR (PPCDAm, 2009).

As taxas caíram rapidamente com a segunda fase do plano, de 12.000Km² em 2008, para 5.000Km² por ano nos anos seguintes. Os avanços alcançados incluem a Operação Arco Verde, que busca levar alternativas sustentáveis, regularização fundiária e combate à grilagem para os 43 municípios que são responsáveis por 53% do desmatamento; e projetos de manejo para recuperação de Áreas de Preservação Ambiental (APP) e Reservas Legais (RL) em assentamentos, além da adoção de práticas produtivas sustentáveis (PPCDAM, 2013). Neste período foi lançado o DETER-B, que disponibilizou informações diárias de desmatamento, permitindo a intensificação das operações de campo, integrando esforços do IBAMA, polícia federal, polícia rodoviária e força nacional (ARIMA et al., 2014). Além disso, houve avanços não ligados somente ao PPCDAm, como a restrição de crédito a projetos ligados ao desmatamento ilegal; e novos pactos com o setor empresarial visando o desacoplamento das cadeias produtivas com o desmatamento (medidas detalhadas nas próximas seções) (PPCDAM, 2013).

Contudo, a avaliação da segunda fase indicou que os grandes gargalos, e que devem ser prioridades nos anos seguintes, ainda são a regularização fundiária e a estruturação de cadeias produtivas sustentáveis (IPEA; GIZ; CEPAL, 2011). A queda das taxas e a maior pulverização territorial dos polígonos, assim como a diminuição do tamanho dos mesmos, encarecem e deixam as medidas de comando e controle menos efetivas (IPEA; GIZ; CEPAL, 2011). Os autores argumentam que não está claro se a redução das taxas é perene ou conjuntural, dado que não foi realizada uma transição para uma economia mais sustentável. Iniciativas com maior chance de promoverem uma transição de longo prazo para um desenvolvimento sustentável na Amazônia, como

transferência de tecnologia e produção sustentável, tiveram uma eficiência de implementação bem menor do que as ações de comando e controle (GEBARA; THUAULT, 2013). Em 2011 houve indícios de aumento do desmatamento, incluindo padrões como avanço da soja e grandes polígonos, que se acreditava já estarem superados (IPEA; GIZ; CEPAL, 2011). Também é apontado que apesar dos assentamentos contribuírem cerca de um quarto para o desmatamento anual, não há ações estratégicas voltadas especificamente para o controle do desmatamento nessas áreas. Assim, no período de 2004 a 2011 as ações de maior impacto se concentraram no eixo de monitoramento e controle ambiental, principalmente devido ao sistema DETER e ao planejamento integrado da fiscalização.

A efetividade de políticas dado o novo contexto pulverizado do desmatamento, está atrelado ao alcance delas nos polígonos menores que 25ha (limiar de alcance do DETER), que em 2012 já eram mais de 50% da área total desmatada, e pelo fortalecimento dos outros eixos (ROSA; SOUZA; EWERS, 2012). A terceira fase do PPCDAm (2012-2015) teve o desafio de promover ações condizentes com esta nova dinâmica e dar escala às atividades produtivas sustentáveis (PPCDAM, 2013).

As menores taxas de desmatamento foram na terceira fase do Plano (2012 a 2015), contudo a manutenção destas, e a consolidação da meta da PNMC de 3925 km² em 2020 dependerá da promoção de uma economia de base florestal e de ordenamento territorial que viabilize o uso do solo de maneira mais sustentável. Um dos grandes resultados desta fase foi a idealização e o desenvolvimento do DETER-B, sistema de alta resolução espacial, que revela além do corte raso, também áreas de mineração ilegal e processos de degradação em diferentes intensidades (INPE, 2016c). Apesar da grilagem em terras públicas continuar a ser um dos principais vetores do desmatamento, e foco de ações do governo, a consolidação de áreas protegidas, importantes no ordenamento territorial e na contenção do desmatamento (BARBER et al., 2014; NEPSTAD et al., 2006; PFAFF et al., 2015), sofreu uma estagnação na criação de novas áreas. Contudo, além de problemas com questões fundiárias e de indenizações, existe uma necessidade do estabelecimento de uma gestão eficiente e sustentável das áreas existentes, dado que o desmatamento em UCs aumentou nos anos anteriores.

A quarta fase (2016-2020) foi recém lançada, justamente quando há aumento de 29% do desmatamento de 2016 em relação a 2015 (PPCDAM, 2013). Esta fase institui um novo eixo, que objetiva agregar iniciativas de elaboração de normas e instrumentos econômicos, fiscais e tributários, tanto na prevenção quanto no controle do desmatamento. Adicionalmente, dentre as iniciativas a serem reformuladas e fortalecidas, destaca-se a política de municípios prioritários (Decreto 3671/2007, detalhada na próxima seção), atualizada periodicamente, cuja lista define os municípios prioritários para as ações de prevenção e controle do desmatamento (PPCDAM, 2013). Um dos maiores desafios dessa nova fase é distinguir o desmatamento legal do ilegal, para que assim seja possível zerar o ilegal e desenvolver políticas para reduzir o desmatamento legal, sem que haja prejuízo ao desenvolvimento regional. Para isso, a nova estratégia tem como base a dinâmica de desmatamento por categoria fundiária (Terras Indígenas, Unidades de Conservação, Assentamentos de Reforma Agrária e Glebas Públicas Federais não destinadas) e por município.

BÖRNER et al. (2015) utilizam pontos de GPS de inspeções de campo do IBAMA para confirmar o efeito das ações de comando e controle em deter o desmatamento futuro. ASSUNÇÃO et al. (2013) concluem que, sem as multas aplicadas pelo IBAMA, o desmatamento 2007-2011 seria 75% maior. Todavia, o maior foco dado a este eixo é também uma crítica recorrente (ABDALA, 2008), já que em alguns casos pode influenciar os agentes a se deslocarem para áreas com menor monitoramento, causando “vazamento” (GEBARA; THUAULT, 2013). GEBARA & AGRAWAL (2017) relatam práticas direcionadas para evitar a detecção via satélite e a fiscalização do IBAMA, como o “Método Quebradão”. Adotado no Pará, ele ocorre sem o uso de fogo ou outras técnicas identificáveis via satélite ou in situ, mas apenas parte da floresta é retirada, manualmente ou com uso de veneno, deixando cerca de 20% da floresta em pé, de forma a não abrir grandes clareiras e dificultar detecção.

Não obstante, tanto estudos quantitativos como qualitativos sugerem que o plano teve um papel significativo em deter o desmatamento na Amazônia (ARIMA et al., 2014; ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2012; CUNHA et al., 2015; IPEA; GIZ; CEPAL, 2011; NEPSTAD et al., 2014). Esta notável redução fornece lições importantes do desenvolvimento de políticas públicas, do fortalecimento do monitoramento

ambiental, e da intervenção em cadeias de produção com o objetivo de desestimular ações ilícitas sobre a floresta (NEPSTAD et al., 2014).

3.3 Decreto 6321/07 e Resolução 3545/08: Prevenção, Monitoramento e Controle de Desmatamento no Bioma Amazônia.

O Decreto 6321/07, assinado em dezembro de 2007 (com as alterações do Decreto 6514/08) tem o objetivo de reforçar e sofisticar o combate ao desmatamento na Amazônia, em resposta a reversão de queda das taxas sentida no final de 2007. O Decreto lança novos mecanismos, amplia as responsabilidades jurídicas e administrativas para além dos agentes diretos, incluindo os governos estaduais e municipais, e os setores econômicos ligados ao desmatamento (LIMA; CAPOBIANCO; MOUTINHO, 2009). Esta estratégia vem da lógica na qual foi implementado o PPCDAm, de envolver os diferentes setores e parcelas da sociedade no esforço de combater o desmatamento, não sendo esta uma atribuição exclusiva da área ambiental.

O principal dispositivo do Decreto é a identificação de municípios para priorização de ações de prevenção e controle do desmatamento, onde serão implementadas ações mais rigorosas, assim como ações que busquem uma transição para economia de base sustentável. Os critérios previstos para a seleção destes são: total histórico de desmatamento nos últimos três anos e aumento da taxa pelo menos três vezes, consecutivamente ou não, nos últimos cinco anos. Em 2008 foi lançada a primeira lista, de 36 municípios prioritários, que juntos foram responsáveis por 50% do desmatamento em 2007. Até hoje a lista já incluiu 52 municípios, mas destes, apenas 11 conseguiram se regularizar (MMA, 2015). A saída da lista foi condicionada a significantes e seguidas reduções no desmatamento e cumprimento com a legislação ambiental.

O Decreto também instituiu o embargo do uso econômico de áreas desmatadas ilegalmente, assim como veda a comercialização de produtos provenientes destas áreas. As sanções são aplicáveis à toda cadeia produtiva, ou seja, aos agentes que adquirem,

intermediarem, transportarem ou comercializarem produtos advindos de área embargada.

ASSUNÇÃO & ROCHA (2014) indicam que esta política foi responsável por 11.218km² de desmatamento evitado de 2008 a 2011, sem ela, o desmatamento teria sido 54% maior, resultados corroborados pelos trabalhos de ARIMA et al. (2014) e CISNEROS; ZHOU & BÖRNER (2015). Estes estudos mostram que as políticas de monitoramento e comando e controle foram as mais importantes para a redução do desmatamento, e que estas não foram obstáculos para a produção agrícola (ARIMA et al., 2014; ASSUNÇÃO; ROCHA, 2014).

Além disso, O Decreto 6321/07 possibilitou, através de seu artigo 11, a efetivação de procedimentos para controle da destinação do crédito rural. Com base nisso, foi aprovada no Banco Central a Resolução 3545/08, que estipula novas regras para obtenção do crédito rural, exigindo a regularidade fundiária e ambiental. O imóvel deve possuir Certificado de Cadastro do Imóvel rural, regularidade quanto as áreas de Reserva legal (RL) e área de proteção permanente (APP) e não pode constar na lista de propriedades embargadas do IBAMA. ASSUNÇÃO et al. (2013) indicam que um terço do crédito do período 2009-2011 não foi alocado devido à Resolução, aproximadamente BRL 1.9 bilhões, e 90% deste montante foi relacionado a atividades pecuárias. Os autores estimam que esta queda foi responsável pelo desmatamento evitado de 2.700km², principalmente em municípios onde a principal atividade é a pecuária.

3.4 Cadastro Ambiental Rural (CAR)

Uma das grandes barreiras do combate ao desmatamento é a incerteza dos direitos de propriedade: não existe o conhecimento de *quem* é o responsável pelo desmatamento, logo não se sabe quem penalizar pela infração. Mapas de propriedades aumentam o entendimento sobre os *drivers* de mudança do uso do solo, mostrando diferentes padrões com tipos de atores diferentes (LIVERMAN; CUESTA, 2009). No Brasil, foi instituído, através do Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012), um instrumento para mapear e digitalizar todas as propriedades rurais do país, o CAR, que é um registro de regularização ambiental de propriedades rurais de natureza declaratória e

obrigatória. Através dele, tornou-se possível ao poder público realizar restrições e possíveis incentivos aos proprietários cadastrados; prover informações acerca da conformidade das propriedades com as legislações ambientais, como cota de Reserva Legal e APP; monitorar a dinâmica da cobertura florestal; e responsabilizar proprietários por ilícitos ambientais (BRASIL, 2012). O CAR se configura como uma novidade promissora para o planejamento de uso do solo brasileiro, em especial para a Amazônia, atacando um dos principais problemas de aplicação de políticas, o da regularidade fundiária. Para o combate ao desmatamento, é uma ferramenta que permite o monitoramento por imagens de satélite da cobertura florestal e altera o comportamento dos agentes ao ter também impactos econômicos.

O CAR é parte do Sistema Nacional de Informação do Meio Ambiente (SISNAMA), que tem como finalidade formar uma base de dados nacional sobre o monitoramento, controle e regularização ambiental. A primeira fase do CAR é declaratória, onde o proprietário disponibiliza os limites de sua propriedade, junto com eventuais limites das áreas de APPS e RL no Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SiCAR), de responsabilidade dos proprietários. Posteriormente, essa informação será homologada pelo órgão ambiental competente ou, quando em não conformidade, o proprietário poderá entrar no programa de recuperação ambiental (PRA) para regularizar os passivos ambientais. O maior esforço da esfera pública até o momento foi no registro de propriedades, que teve sua data limite adiada diversas vezes (atualmente o prazo é dezembro de 2017, podendo ser estendida até 2018, Lei13.335/2016) para permitir que mais proprietários se cadastrassem, contando inclusive com uma linha de apoio exclusiva à isso criada no Fundo Amazônia por meio do BNDS (BAIÃO et al., 2014). Este registro inicial não dá por si só direitos legais de posse sobre a propriedade, mas é necessário para obtenção de licenças, crédito agrícola e outros benefícios fiscais, assim como é exigência de alguns mercados (AZEVEDO; REIS, 2014).

Embora o CAR tenha sido instituído pelo Novo Código Florestal, ele foi inspirado em iniciativas precursoras de outros estados. No Mato Grosso, em 2000, foi implementado o sistema de licenciamento ambiental de propriedades rurais (SLAPR), que exerceu um papel importante no combate ao desmatamento (AZEVEDO et al., 2014). Ele serviu como base para o CAR estadual do Pará em 2008 e do próprio Mato

grosso em 2009, que eram menos exigentes do ponto de vista legal, por possuírem caráter apenas declaratório (AZEVEDO et al., 2014).

A adesão ao CAR começou devagar, com apenas 10% da área rural cadastrada em 2014, o primeiro ano de implementação. Em 2015, já era 50%, e em 2017, este total pulou para mais de 100% da área passível de cadastro (MMA, 2017). Devido a sua natureza declaratória, são observadas muitas sobreposições entre as propriedades, que podem ser propositais, de incluir áreas não pertencentes a propriedade e com o CAR tentar facilitar a futura inclusão daquela área, ou como uma forma de se adequar a legislações específicas, propositalmente cadastrando a propriedade abaixo de um limiar de área, por exemplo (L'ROE et al., 2016). As sobreposições entre propriedades observadas nos dados do CAR podem justificar o excedente de área cadastrada, e entender e solucionar estas incongruências constituem um dos grandes desafios futuros da regularização fundiária e ambiental (ASSUNÇÃO et al., 2015; RICHARDS; VANWEY, 2015).

O efeito direto do cadastramento na redução do desmatamento ainda é incerto. Em 2014, 22% do desmatamento ilegal ocorrido no Mato Grosso, e 30% do Pará foram realizados em propriedades cadastradas (GIBBS et al., 2015a). AZEVEDO et al. (2014) indicam que, após registro no CAR, o comportamento (aumento ou diminuição de desmatamento) de proprietários no Mato Grosso e no Pará variou conforme o tamanho de propriedade, reduzindo nas pequenas e aumentando nas médias e grandes. Em estudo similar, L'ROE et al. (2016) analisou 100.000 propriedades no Pará de 2007 a 2013, e não encontrou impacto no desmatamento exceto em pequenas propriedades (100-300 ha) que, assim como em AZEVEDO et al. (2014), diminuiu suas taxas. Para os autores, a redução observada nesse tipo de propriedade se deve a políticas de proteção das florestas e a um desejo de regularizar ou reforçar reivindicações de terras. Desta forma o CAR deve ser entendido como uma política complementar a outros mecanismos, sem efetividade por si só na redução do desmatamento. Ademais, L'ROE e colaboradores encontraram fortes indícios de cadastramentos de apenas parcelas de propriedades buscando se beneficiar por determinados incentivos, além de outros problemas na qualidade das informações cadastradas. RAJÃO et al. (2012) sugerem o mesmo padrão para o Mato Grosso, indicando que o trade-off entre o volume de registros e a

legitimidade dos mesmos deve ser estudado seriamente, assim como possíveis efeitos de outros programas e incentivos.

3.5 Mecanismos Econômicos

Os acordos voluntários de compromissos socioambientais têm se proliferado, presentes em formas como selos verdes, certificações e padrões administrativos, sem a necessidade de interferência do governo, muitas vezes através de empresas transnacionais que afetam localmente as cadeias produtivas, como uma nova forma de “governança global” (CARDOSO, 2008). Pressionadas por ONGs e instituições internacionais, setores de impacto na expansão do desmatamento assinaram importantes acordos que visam reduzir e desvincular suas cadeias produtivas à retirada de cobertura florestal. São iniciativas complementares aos esforços governamentais que sinalizam uma nova estrutura econômica, onde as empresas não querem ser associadas ao desmatamento. As moratórias da Soja e da Carne assumem sua importância devido à extensão de sua abrangência e potencial de proteção de remanescentes florestais tropicais (NEPSTAD et al., 2014).

3.5.1 Moratória da Soja

Com os altos índices de desmatamento observados no início dos anos 2000, e um estudo do Greenpeace que repercutiu internacionalmente ligando diretamente a soja ao desmatamento, houve uma forte pressão de ONGs e do mercado internacional para que o setor de agronegócio da soja tomasse ações de proteção à floresta (BROWN; KOEPPE, 2013). Assinada pela Associação Brasileira das Indústrias de óleos vegetais (ABIOVE) e a Associação Nacional dos Exportadores de Cereais (ANEC), que juntas controlam cerca de 90% da soja produzida no país, o compromisso de desvincular a produção da commodity do desmatamento ficou conhecido como a Moratória da Soja. Foi o primeiro acordo voluntário de desmatamento zero nos trópicos, incentivando outras iniciativas em cadeias produtivas, como a da carne (GIBBS et al., 2015a). Por ele, a indústria da soja se comprometeu a não comercializar produtos oriundos de terras

desmatadas depois de 2006. Inicialmente com prazo de dois anos, foi renovado diversas vezes, e atualmente está estendido por prazo indeterminado.

Nos dois anos anteriores à moratória, cerca de 30% da expansão da soja ocorreu por desmatamento, ao invés de utilizar áreas já desmatadas ou de pastagens (GIBBS et al., 2015a). Após a moratória, houve um acentuado decréscimo no desmatamento direto para plantação de culturas de soja, chegando a aproximadamente 1% da expansão no bioma amazônico em 2012 (MACEDO et al., 2012). A moratória também inibiu a expansão em larga escala para áreas desmatadas depois de 2006 (RUDORFF et al., 2011). Em 2016, o monitoramento expandiu sua área e passou a analisar 99% (cerca de 39 mil Km²) da área de soja plantada no bioma (IMAFLOA, 2017).

Contudo, fornecedores indiretos, que são aqueles que comercializam a produção por cooperativas ou empresas intermediárias, não são monitorados pelos mecanismos das *traders* signatárias, uma vez que não comercializam diretamente com elas (IMAFLOA, 2017). Assim, se o fornecedor não está em conformidade com a Moratória, a soja poderia entrar a cadeia de suprimentos sem ser identificada. Ademais, a maior rentabilidade da soja frente à pecuária (ALVARENGA, 2014) faz com que a soja atue como uma causa indireta do desmatamento, expandindo em áreas de pastagens e deslocando estas para o interior da mata nativa (ARIMA et al., 2014), efeito pouco considerado no planejamento e avaliação de políticas públicas. Por exemplo, declarações oficiais de ministros de estado e da ANBIOVE afirmam que a cultura da soja não é mais fatorada no desmatamento (BROWN; KOEPPE, 2013; GTS, 2016). Deve ser considerado também que a moratória é válida apenas para o bioma amazônico, e não se tem avaliações sobre possível vazamento para o Cerrado ou mesmo para outros países (BROWN; KOEPPE, 2013).

Na ausência da moratória, os mecanismos federais de controle seriam as principais intervenções contra o desmatamento na cadeia produtiva da soja. A conformidade com código florestal é mais exigente que a moratória, resultando em mais ações ilícitas, incluindo desmatamento ilegal em área de Reserva Legal, que não é fatorada no monitoramento da Moratória (GIBBS et al., 2015a). Esta diferença ocorre porque a moratória foca apenas na área da propriedade que possui soja, e não toda a propriedade. Devido ao seu efeito econômico direto, os produtores são mais propensos a

cumprir com a moratória do que com o Código Florestal (GIBBS et al., 2015a). A moratória não pretende continuar por tempo indeterminado, mas ser substituída pelos sistemas de monitoramento do governo, o Código Florestal e o CAR (GIBBS et al., 2015a). Atualmente, no entanto, além da limitação de monitoramento, o CAR apresenta inconsistências no tamanho de propriedade, e GIBBS et al. (2015) afirmam haver também a utilização de nomes de terceiros nos registros que dificultam a identificação, e eventual punição, dos reais proprietários. Isto ressalta a importância de mecanismos de mercado complementares a ações governamentais, mesmo com suas limitações.

3.5.2 Moratória da Carne

No caso da comercialização de carne bovina, foi assinada, em outubro de 2009, pelos grandes frigoríficos do país, a Moratória da Carne, que definiu a proibição de compra de carne de boi oriunda de áreas onde o desmatamento ilegal havia sido identificado. A iniciativa começou no Pará, por pressão do Ministério Público Federal (MPF-Pará), que processou produtores que desmatavam ilegalmente e os frigoríficos que compravam deles (BARRRETO; SILVA, 2010). Assim, frigoríficos no Pará assinaram individualmente um Termo de Ajuste de conduta para não comprar de propriedades de desmatamento ilegal, acordo replicado posteriormente nos outros estados da Amazônia. No fim de 2009 os maiores frigoríficos brasileiros Marfrig, Minerva, JBS, e Bertin assinaram o acordo “G4” de zero desmatamento com o Greenpeace. Os signatários se comprometem a não realizar transações com propriedades que desmataram após o acordo ou que não sejam registradas no CAR. A identificação do desmatamento nas propriedades que fornecem diretamente é realizada com base nos mapas do PRODES para as corporações no acordo G4, mas outras empresas não possuem ainda sistema de monitoramento (GIBBS et al., 2015b).

GIBBS et al. (2015b) demonstraram que os acordos incentivaram uma mudança rápida nos produtores e nos frigoríficos no Pará restringindo o acesso de propriedades não cadastradas ao mercado, e conseqüentemente avançando com a adesão ao CAR. O desmatamento em propriedades que fornecem para a JBS foi de 50 até 75% menor comparado a propriedades fora do acordo em 2010-2012. Apesar destes avanços, os

resultados dos acordos são limitados e abrem brecha para vazamento e fraudes, ainda mais latentes do que na indústria da soja. Parte da cadeia produtiva não é monitorada, já que gado pode passar por diferentes propriedades antes de ser abatido, e assim, produtores podem criar gado em propriedades irregulares e realocarem o gado para uma propriedade em conformidade antes da venda. Gado irregular pode também ser vendido para matadouros que não possuem sistema de monitoramento, vazando para estas cadeias não reguladas (GIBBS et al., 2015b).

O código florestal teve ritmo de implementação mais lento que o ritmo de mudanças de cenários e mercados e, em horizontes temporais de curto e médio prazos, ressalta-se a importância de mecanismos privados de governança no caminho da solução (IMAFLOA, 2017). Sem desconsiderar os desafios que ainda permanecem, as experiências da Moratória da Soja e da Carne demonstram que pressão de ONGs e governos podem modificar a ação dos agentes na cadeia produtiva. Para a pecuária, atingir a redução em larga escala do desmatamento é condicional ao acordo alcançar a maioria dos abatedouros e frigoríficos, incluindo o meio da cadeia e fornecedores indiretos. A soja na Amazônia deixou o posto de causa direta relevante, mas a Moratória deveria ser expandida para o Cerrado, para reduzir a acelerada conversão de vegetação nativa remanescente (NEPSTAD et al., 2014). Os efeitos indiretos de deslocamentos, vazamentos e fraudes devem ser melhor investigados para aprimoramento destes acordos e de políticas públicas.

4 Desmatamento em Propriedades Privadas na Amazônia

Uma parte importante de florestas tropicais está em terras de propriedade de indivíduos, famílias ou entidades não públicas (KAMAL; GRODZIŃSKA-JURCZAK; BROWN, 2014), agrupadas neste trabalho sob o termo propriedades privadas. Esforços de conservação de ecossistemas naturais não podem se limitar a áreas protegidas, apesar destas serem essenciais na conservação de biodiversidade e de serviços ambientais. Na Amazônia brasileira, a recente expansão de áreas protegidas foi responsável por 37% da redução de desmatamento entre 2004 e 2006, sem causar vazamento, ou seja, sem deslocar desmatamento para outras regiões (SOARES-FILHO et al., 2010). Todavia, a implementação de áreas protegidas é custosa. SOARES-FILHO et. al. (2010) estima um custo de US\$147 ± 53 bilhões (valor presente líquido) para a rede de áreas protegidas na Amazônia em termos de custo de oportunidade e custos de investimento para implementação e manutenção. Além disso, são frequentemente limitadas pela cobertura geográfica limitada e isolada, falta de conectividade e possível redução de área por interesses políticos e econômicos (KAMAL; GRODZIŃSKA-JURCZAK; KASZYŃSKA, 2015). Isto explicita a necessidade de conservação de florestas fora destas reservas. Aproximadamente metade da Amazônia se encontra fora de áreas protegidas, entre áreas privadas e terras devolutas (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016), ambas sujeitas a processos de desmatamento e degradação.

As dinâmicas de mudança de uso do solo na Amazônia, no espaço e no tempo, são fruto de interação entre múltiplos atores e arranjos institucionais, que, em contextos socioeconômicos, biofísicos e políticos distintos, definem os padrões de desmatamento, ou, em última análise, o uso do solo (OMETTO; AGUIAR; MARTINELLI, 2011). O processo de desmatamento e expansão de fronteira é dinâmico onde as decisões de uso do solo são específicas para diferentes grupos de agentes. Essas diferenças incluem a disponibilidade de recursos, aspectos culturais, ciclos domiciliares, acesso a mercados e tecnologias e relações de poder (GODAR et al., 2014). Isto faz com que as motivações, limitações e, conseqüentemente, as respostas a políticas públicas e mecanismos

econômicos ou de fiscalização difiram entre os agentes. Grandes propriedades em geral estão mais sujeitas às condições do mercado internacional, com a flutuação nas taxas de desmatamento seguindo variações no preço de commodities (ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2012). Por serem mais capitalizadas, possuem ações e estratégias mais coordenadas ao mesmo tempo que também são mais visadas pelo poder público para fiscalização (ARAUJO et al., 2009). Para pequenas propriedades as estratégias de uso do solo se relacionam com a estrutura familiar e fatores de mercado tradicionais, como riqueza e acesso a mercados (ALDRICH et al., 2006). Já para assentamentos, o desmatamento é tanto uma forma de garantir direitos sobre a terra como também parte da falta de conhecimento em como coexistir com florestas sem a dependência de práticas predatórias (PERES; SCHNEIDER, 2012). Aumentar o conhecimento sobre a interação entre diferentes grupos de atores e os padrões de desmatamento e degradação podem ajudar a identificar melhorias nas atuais políticas que visam a conservação de florestas e o desenvolvimento sustentável regional.

Em uma das primeiras publicações que explora a contribuição relativa de diferentes agentes do desmatamento na Amazônia, FEARNSSIDE (1993) procura diferenciar o desmatamento causado pela colonização por pequenos agricultores (e de baixa renda) daquele de grandes latifundiários. Ele contesta a narrativa dominante que o desmatamento na Amazônia se dava por expansão e limpeza de áreas por pequenos agricultores para subsistência. Segundo o autor, essa narrativa era a utilizada pelos governantes para justificar as altas das taxas de desmatamento, de forma que questionamentos quanto ao desmatamento são também contra esses agricultores. Em sua análise indireta, o autor confere a pequenos agricultores (propriedades menores que 100 ha) 30% do desmatamento total da Amazônia, sendo o restante de responsabilidade de médias e grandes propriedades.

Contudo, desde então, estimativas sobre a contribuição relativa entre atores na Amazônia têm sido controversas. Tamanho de propriedade tem sido utilizado apenas como um fator de escala (D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006), e a responsabilidade do desmatamento em áreas privadas dividida igualmente entre esses atores (BRANDÃO; SOUZA, 2006). Como em FAMINOW (1998), que conclui que dos 50% de desmatamento atribuídos a propriedades privadas por HOMMA et. al. (1994), 25% são de responsabilidade de grandes propriedades. Historicamente, grandes

e médias propriedades foram responsáveis pela maioria da retirada de cobertura florestal na Amazônia (FEARNSIDE, 2005; WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000). No Mato Grosso, RICHARDS & VANWEY (2015) cruzam dados do CAR com de sensoriamento remoto e apontam que 40% do desmatamento total entre 2001-2012 foi em propriedades com mais de 1000 hectares, que abrigam 80% do estoque florestal remanescente. GODAR et al. (2014) tem conclusão similar ao analisar a Amazônia inteira por setor censitário, onde metade do desmatamento ocorrido no mesmo período é atribuído a áreas dominadas por grandes propriedades (>500 ha) e apenas 12% a áreas dominadas por pequenas propriedades (<100ha). Todavia, o autor sugere que pequenas propriedades têm aumentado sua participação relativa no desmatamento (GODAR et al., 2014).

Desta forma, apesar de muitos trabalhos terem se debruçado sobre o papel de pequenas propriedades no desmatamento, sua contribuição relativa ainda não é um consenso. PACHECO (2005) analisou dados do censo do IBGE 1995/1996 e derivou dados do INPE de 2002, concluindo que pequenos produtores foram responsáveis por 47% do desmatamento acumulado, próximo à estimativa de ROSA; SOUZA; EWERS (2012), de 43% no período 2002-2009. PACHECO (2009b) posteriormente encontrou uma proporção de 35% até 2003 com informações do censo e do INPE (PACHECO, 2009b). ALDRICH et al. (2006) utilizou imagens LANDSAT de sensoriamento remoto e cadastros de propriedades e estimou que a parcela correspondente às pequenas propriedades em Uruará, no Pará, é de 95%. Outros estudos indicam uma proporção menor, como os 18% em ALENCAR et al. (2004), e os 20% em BÖRNER et al. (2010), que analisou toda a Amazônia com dados do censo de 1996/1997 e do INCRA. L'ROE et al. (2016) utilizou dados do PRODES e do CAR para o Pará, e indica uma contribuição de 25%, a mesma que grandes propriedades. Esses valores variam ainda mais considerando projetos específicos de assentamentos (TRITSCH; LE TOURNEAU, 2016; YANAI et al., 2016).

Os valores divergentes encontrados nos trabalhos que abordam o tema podem advir das limitações metodológicas e das abordagens utilizadas para transpassá-las. Uma revisão destas limitações foi realizada em GODAR et al. (2012), onde as discrepâncias entre as estimativas são explicadas pela diferença de pressupostos e métodos aplicados.

Primeiramente, deve-se considerar a alta heterogeneidade dos atores sociais, que incluem criadores de gado, grandes latifundiários, pequenas propriedades, fazendas de produção mecanizada e comunidades tradicionais e indígenas (BECKER, 2005). Isso gerou diferentes estratégias de estudo e classificações desses atores de forma a facilitar a contextualização e comparação para toda a bacia amazônica (para revisão do assunto, ver GODAR et al., 2012). Estas classificações podem ser por estratégias de subsistência, que foca quase exclusivamente em pequenos produtores (WALKER et al., 2002) com poucas análises em grandes propriedades (FERREIRA 2001). Alguns autores, como FEARNSSIDE (2008) e CHOMITZ et al. (2006) consideraram uma maior diversidade de atores, como migrantes sem-terra, traficantes, mineradores e extrativistas, por exemplo. Os atores podem também ser classificados por sua estratégia produtiva, em uma análise mais geral de tipo de produção (anual, perene, gado, etc) (BROWDER; PEDLOWSKI; SUMMERS, 2004) ou a partir de uma maior diferenciação de culturas, (PACHECO, 2005; WALKER et al., 2002). A classificação pode ser ainda quanto ao seu estágio de desenvolvimento/capitalização, por dinâmica de migração e colonização, ou ainda uma combinação destas (PACHECO, 2005). Algumas destas classificações são importantes para mostrar variações em microescala que ajudam a entender e prever dinâmicas e decisões de uso do solo. No entanto, estas necessitam de uma análise detalhada de estratégias produtivas e socioeconômicas a nível de propriedade destes atores, dificultando sua aplicação em estudos de larga escala.

A classificação por tamanho de propriedade foi muito utilizada na literatura, enquanto os aspectos supracitados receberam menos atenção (GODAR et al., 2012). Comparado com outros parâmetros quantitativos, tamanho de propriedade é relativamente fácil de medir e é relacionado com alguns fatores de decisão dos atores, como efeitos ambientais e capitalização (D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006). É também importante pois se refere ao impacto direto que as propriedades possuem na conversão de uso do solo, sendo considerado um bom fator preditor de processos de mudança de uso da terra (D'ANTONA; VANWEY; LUDEWIGS, 2011). Devido à importância de tamanho de propriedade para implementação de políticas, este pode ser um parâmetro para análises mais agregadas, especialmente em conjunto com ferramentas de GIS, sendo um dos mais importantes parâmetros de classificação de atores (GODAR et al., 2012).

Existe uma outra importante diferença metodológica quanto à definição das classificações de tamanho de propriedades para classificação de atores. Para pequenas propriedades, o limite superior mais amplamente difundido na literatura para a Amazônia é de 100ha (FEARNSIDE, 1993; MERTENS et al., 2004; PACHECO, 2005; WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000), provavelmente por ser o valor utilizado pelo IBGE no Censo Agropecuário. Entretanto alguns estudos utilizam outros valores, inclusive alguns não adequados, como em ALDRICH et al. (2006) que utiliza um limiar de 3000 ha, fazendo com que pequenas propriedades configurassem 99% dos colonos (GODAR et al., 2014). Valores fixos, como o amplamente usado limiar de 100ha, podem ignorar a diversidade regional em fatores decisivos para o uso do solo, como fertilidade e sistema de produção (GODAR et al., 2012). Para o Governo Brasileiro, as definições de tamanho são dadas por módulos fiscais (Lei Federal 8,629/1993), que é a área mínima necessária de uma propriedade rural para que sua exploração seja economicamente viável, com valores que variam por município. Uma variedade de leis e regulações estaduais e municipais consideram módulos fiscais como limites para políticas, o que pode inclusive influenciar proprietários ao registrar suas propriedades para se beneficiar de incentivos dessas políticas (L'ROE et al., 2016).

GODAR; TIZADO & POKORNY (2012) apontam que, dado as bases escassas de informações da Amazônia Legal, em alguns estudos, dados obtidos em larga escala foram utilizados para derivar resultados em escalas menores. O Censo Agropecuário do IBGE foi utilizado em diversos trabalhos como base de dados (ALENCAR et al., 2004; D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006; FEARNSIDE, 1993; PACHECO, 2005, 2009b; WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000), por dispor de informações sobre estabelecimentos agropecuários, as características do produtor e do estabelecimento, bem como sobre o emprego e a economia no setor rural. As inferências podem então ser realizadas com base em suas informações agregadas no nível de município ou setor censitário, ou aprimoradas quando em conjunto com outras bases de dados, como as de desmatamento do INPE e de propriedades cadastradas no INCRA (como em D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006; GODAR et al., 2014; PACHECO, 2009b; PACHECO, 2005). Contudo, a falta de discriminação intra municipal presente nos censos agropecuários entre os atores limita a confiabilidade dos resultados, já que deve-se ter cautela ao assumir que a dominância de um tipo de ator caracteriza a totalidade do

município e é responsável pelos padrões observados (GODAR et al., 2012). Isto pode ser evidenciado em PACHECO (2009), que atinge estimativas mais acuradas com dados do INPE e de unidades censitárias do que em trabalho do mesmo autor (PACHECO, 2005), onde se baseia, devido à limitação de dados para a região, em dados não espacialmente explícitos a nível de município. Outros trabalhos definiram atores através de padrões espaciais de uso do solo por mapa de cobertura florestal (MERTENS et al., 2002, 2004). LORENA & LAMBIN (2009) utilizaram análise de configurações de padrões espaciais para determinar a dinâmica de uso do solo e associá-la com características sócio econômicas dos proprietários. No entanto, são análises de escala local, que requerem também um amplo conhecimento específico, sendo difíceis de reproduzir para um estado inteiro ou para um bioma.

Outros autores utilizam métodos indiretos para determinar os atores responsáveis, analisando tamanho das áreas desmatadas (isto é, as áreas dos polígonos classificados como desmatamento por imagem de satélite), utilizando-os como *proxy* de tamanho de propriedade, como em BÖRNER et al. (2010), que utiliza uma linha de corte de 25 ha; e BRONDIZIO et al. (2009), que utiliza dados do PRODES que agrega áreas desmatadas de 1-15ha e 15-50ha e utiliza esses intervalos para classificar pequenos e grandes proprietários. Este mesmo autor relata que pequenos proprietários desmatam áreas menores que 5ha e que, em média, não possuem o capital técnico e financeiro de abrir áreas maiores (BRONDÍZIO et.al. 2002). Entretanto, na ausência de limites de propriedades, determinar desmatamento a categorias de tamanhos de propriedades é problemático. Apesar de haver evidências que grandes extensões de desmatamento são realizadas por grandes proprietários, que possuem a área e o capital para tal (WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000), pequenos polígonos estão presentes em ambas classes, de forma que este tipo de análise penaliza as propriedades menores (ASSUNÇÃO et al., 2015). Outro motivo que desacopla os tamanhos de desmatamento com tamanho de propriedade são as recentes mudanças nos padrões de abertura de áreas. Analisando a evolução da dinâmica dos tamanhos de desmatamento, ROSA; SOUZA & EWERS (2012) observaram uma relação com políticas de comando e controle de redução de desmatamento, que tem como foco áreas > 100ha. Os autores apuraram que, especialmente depois do declínio do desmatamento observado desde

2005, houve uma mudança no padrão de tamanho de áreas desmatadas, com uma redução de 90% nos polígonos ≥ 50 ha entre 2002 e 2009.

Devido a limitações do monitoramento, que observa apenas polígonos maiores que 6.25 ha, EWERS e LAURANCE (2006) aponta que importantes dinâmicas como a de *slash and burn*² de pequenos agricultores e de expansão da fronteira agrícola são perdidas. Porém, RICHARDS et al. (2016) compara os dados do PRODES com outras fontes de dados de dinâmica florestal e percebe uma diferença entre as bases na detecção de desmatamento pós 2008. Os autores sugerem que os proprietários adaptaram suas estratégias de desmatamento para diminuir as chances de detecção, e que são grandes proprietários que possuem os maiores incentivos e conhecimento para escapar da detecção e burlar o sistema de monitoramento.

Dada a dificuldade técnica de dados espacialmente explícitos para a Amazônia Legal, alguns trabalhos se restringem a amostras menores, que não incluem todas as áreas colonizadas em uma região. E devido à complexidade de processos de colonização e dinâmicas de uso do solo existentes na Amazônia, esses resultados são local-específicos, não sendo facilmente extrapolados para toda a região amazônica. Por exemplo, WALKER et al. (2000) aborda a variabilidade espacial em municípios no Pará, onde o desmatamento atribuído a grandes propriedades (>1000 ha) varia de 8% (Altamira) a 100% (Santana do Araguaia). Essa diferença é explicada pela diferença no processo de colonização e ocupação dessas regiões, já que Santana do Araguaia foi área de colonização incentivada pela SUDAM (Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia), sendo majoritariamente de grandes propriedades, e o Altamira é uma região colonizada principalmente por pequenos produtores assentados. Abordar totalmente a variabilidade existente em escala mais fina considerando grandes extensões geográficas só é possível com o georreferenciamento e pesquisas socioeconômicas completas das propriedades (GODAR et al., 2012). Os autores que cruzaram informações de uso do solo com *grid* de propriedades o fizeram utilizando as informações disponíveis,

² A agricultura *slash and burn* é uma forma de agricultura rotativa onde a vegetação natural é cortada e queimada como um método para limpar a terra para o cultivo, e então, quando a terra se torna infértil, o agricultor se move para uma nova parcela e repete o processo (SOLER et. al., 2009).

pequenas amostras que não englobam toda a área de determinado município (por exemplo MICHALSKI; PAUL; PERES, 2010), ou ativamente delimitando as propriedades em suas áreas de estudo, geralmente também realizando questionários socioeconômicos e de histórico de ocupação (ver D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006; LUDEWIGS et al., 2009). A realização de levantamentos deste tipo em larga escala, contudo, são de difíceis realização e de alto custo.

O CAR, cadastro obrigatório de propriedades rurais, ilumina essa área de turvo conhecimento sobre a estrutura fundiária amazônica. Devido ao CAR estar em fase inicial, com o cadastro provisório e incompleto das propriedades, estudos que utilizam o georreferenciamento oficial de propriedades se limitam aos estados do Mato Grosso e Pará (ASSUNÇÃO et al., 2015; L'ROE et al., 2016; RICHARDS; VANWEY, 2015), que possuíam os sistemas de cadastramento de propriedades que precedeu o CAR. Trabalhos que cobrem toda a Amazônia utilizam métodos indiretos, como análise por município ou por setor censitário, classificados conforme a dominância de tipo de propriedade, como em GODAR et al. (2014). Esta abordagem, assim como as que utilizam o censo agropecuário como base, é não haver distinção do desmatamento nas propriedades individuais.

Assim, o presente trabalho avança nesta literatura ao considerar toda a Amazônia a nível de propriedade, e ao cruzar os dados de desmatamento, espacial e temporal. Isto permite analisar a mudança de comportamento dos agentes após a introdução de políticas de redução de desmatamento. Além disso, é considerado o tamanho de polígono desmatado, que é ligado à uma estratégia de se esquivar da fiscalização e do monitoramento, como sugerido por RICHARDS & VANWEY (2015) e verificado por ASSUNÇÃO et al. (2015) para o Pará e Mato Grosso. Contudo, estes autores utilizam apenas a base do PRODES, que devido a sua limitação de resolução, ignoram uma parte importante do desmatamento. O presente estudo compara os dados do PRODES com outros de maior resolução, afim de analisar comparativamente os polígonos que eram invisíveis aos sistemas de monitoramento. Assim, pode-se demonstrar se ocorreu uma modificação na estratégia de desmatamento e como esta ocorreu para cada tipo de agente.

5 Materiais e Métodos

O presente estudo utiliza dados georreferenciados de estrutura fundiária e duas bases de sensoriamento remoto para analisar a contribuição específica de propriedades privadas para o desmatamento na Amazônia. A área de estudo compreende o bioma Amazônico Brasileiro, conforme delimitado pelo MMA (MMA, 2016), dentro da região da Amazônia Legal (Figura 1).

A primeira etapa do trabalho (conforme fluxograma na Figura 4) foi organizar e sistematizar as bases de dados. Posteriormente, a malha fundiária com os limites de propriedades da Amazônia foi sobreposta às duas bases de mudança de cobertura florestal. Os resultados foram então analisados agregando-os por categoria de propriedade e de polígono desmatado, construindo séries temporais. Cada uma destas etapas será detalhada nas próximas seções.



Figura 4- Fluxograma das etapas metodológicas do estudo

5.1 Bases de dados

5.1.1 Malha Fundiária

Primeiramente foi utilizada uma malha fundiária espacialmente explícita proposta por FREITAS, SPAROVEK & MATSUMOTO (2016), que integrou diversos bancos de dados existentes, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), o certificado de cadastro de imóvel rural (CCIR), as delimitações de Terras Indígenas (TIs), Quilombolas, Assentamentos, áreas militares, unidades de conservação (UCs) e outras bases de imóveis rurais. As lacunas deixadas após esta compilação foram preenchidas

pelos autores supracitados com técnicas de geoprocessamento, aliadas a dados do Censo Agropecuário 2006, para simular os limites dos imóveis rurais nas áreas não cobertas pelas bases do CAR e CCIR. Para isto, os autores associaram os setores censitários utilizados pelo IBGE e o número de imóveis em cada setor. Dentro de cada setor foram gerados pontos aleatórios referentes aos imóveis rurais e, posteriormente, foram gerados polígonos de Thiessen³ para cada ponto, de forma que cada polígono representasse uma propriedade.

Como este estudo foca em áreas privadas, Unidades de Conservação e Terras Indígenas foram excluídas da análise. Terras Públicas atualmente estão sob processo de regularização fundiária pelo programa Terra Legal, onde parte será destinada a conservação e outras serão tituladas, isto é, transformadas em terra de domínio privado. Como não há informações disponíveis sobre a destinação destas áreas, este trabalho optou por não considerá-las, agrupando-as com as UCs e TIs em “Áreas sem Titulação”. As áreas de Assentamentos foram definidas com base nos dados de localização de assentamentos rurais, que foram baixados do INCRA.

5.1.2 Desmatamento e Cobertura Florestal

Para o desmatamento, foram utilizadas duas bases de cobertura florestal: O *Global Forest Change* (GFC) (HANSEN et al., 2013); e o PRODES (INPE, 2016a).

O GFC (HANSEN et al., 2013) constitui uma base de dados de caracterização de extensão florestal global e mudança anual de 2000 a 2015 de alta resolução espacial (1 arcosegundo, aproximadamente 30 metros), baseado em satélites LANDSAT. Árvores são definidas como vegetação maior que 5 metros e perda de cobertura florestal foi caracterizada como perturbação de substituição.

A outra base utilizada foi a do PRODES (INPE, 2016a), o monitoramento nacional de corte raso na Amazônia realizado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), que é utilizado pelo governo brasileiro como base oficial para

³ Os polígonos de Thiessen são polígonos cujos limites definem a área mais próxima de cada ponto em relação a todos os outros pontos. Eles são matematicamente definidos pelas bissetrizes perpendiculares das linhas entre todos os pontos.

estabelecimento de metas e políticas públicas. O PRODES utiliza imagens de satélite LANDSAT, CBERS e DMC, de 20 a 30 metros de resolução, com uma taxa de revisita de 16 dias. Para dado ano, PRODES considera o desmatamento ocorrido de 1 de agosto de um ano e 31 de julho do ano seguinte, de forma a otimizar a visibilidade. Desde 2000 o mapeamento é realizado anualmente. Apesar dos dados de 2001 estarem disponíveis, eles não foram utilizados para o primeiro ano que o INPE foi capaz de obter cobertura total da Amazônia. Assim, os eventos de desmatamento detectados naquele ano refletem o desmatamento que ocorreu naquele ano e em anos anteriores.

A base do PRODES classifica de forma direta desmatamentos e cobertura florestal. Essas classificações foram utilizadas para classificar desmatamento anual de 2002 a 2014 e cobertura florestal em 2014. Já no GFC, algumas etapas de processamento foram necessárias para determinar a cobertura florestal remanescente. Neste, a cobertura florestal de 2000 é mostrada como uma porcentagem do pixel, que teve que ser multiplicada pela área do mesmo. Em seguida, subtraiu-se o desmatamento dos anos subsequentes, e foi adicionado os ganhos florestais, resultando na cobertura florestal de 2014.

Estas bases de dados possuem algumas discrepâncias, principalmente na detecção de pequenos polígonos de desmatamento. O PRODES não monitora mudanças de vegetação abaixo de 6.25ha, e vegetação seca ou secundária, e essas áreas resultaram em uma diferença de detecção de aproximadamente 5000-6000 km² anuais, comparados com o GFC (RICHARDS et al., 2016). Devido a essas discrepâncias, optou-se por utilizar as duas em paralelo para a análise. A base do PRODES conta com dados de monitoramento apenas para o bioma Amazônico, desta forma, apenas este bioma foi considerado em ambas bases de dados, ao invés de toda a Amazônia Legal.

5.2 Sobreposição das bases de dados

Os dados georreferenciados dos limites de propriedades foram sobrepostos com os de desmatamento e cobertura florestal, através de análises pelo software ArcGIS. A área de cada sobreposição foi calculada e depois os resultados foram agregados por categoria de propriedade e tamanho de polígono. Assim, foi possível construir séries

temporais de desmatamento, e calcular a cobertura florestal remanescente em 2014. Como não temos informações completas sobre mudanças nas bordas das propriedades durante o período de amostragem, nossa análise assume que elas são constantes ao longo do período de amostra.

5.3 Agregação dos resultados

Os resultados de desmatamento anual e cobertura florestal foram agregados por tamanho de propriedade e por tamanho de polígono desmatado. Com estas categorias foi possível calcular o desmatamento evitado.

5.3.1 Tamanho de Propriedade

A classificação de propriedades por tamanho possui muita diferença na literatura (ver GODAR; TIZADO; POKORNY, 2012), dificultando a comparação entre diferentes trabalhos. Neste trabalho será utilizada a classificação oficial de módulos fiscais, definida pelo INCRA e utilizada pelo governo brasileiro como base para diversas políticas de monitoramento e regularização ambiental. Por exemplo, o módulo fiscal é fundamental na determinação da área passível de exploração dentro de Áreas de Preservação Permanente (e áreas consolidadas nesta categoria), além da eventual responsabilidade pela recomposição da vegetação.

O módulo fiscal é uma medida em hectares que corresponde à área mínima necessária a uma propriedade rural para que sua exploração seja economicamente viável, variando por município. Este valor considera o tipo de exploração dominante e outras expressivas no município, a renda gerada por estas e o conceito de propriedade familiar (Lei 4.504/64). Assim, como utilizado em outros estudos (AZEVEDO et al., 2014; L'ROE et al., 2016), 'pequenas propriedades' são os imóveis de área inferior a 4 módulos fiscais; 'médias propriedades' aquelas de área compreendida entre 4 e 15 módulos fiscais; e imóveis superiores a 15 módulos fiscais são 'grandes propriedades'.

5.3.2 Polígonos de desmatamento

Com base no desmatamento anual, foram analisadas também as áreas contíguas de desmatamento, referidas como polígonos de desmatamento. Os polígonos de desmatamento foram considerados como o desmatamento contíguo realizado em um mesmo ano. Estes foram classificados em 4 categorias de tamanho: menores que 0.25Km², 0.25-1Km², 1-5Km², e maior que 5Km², baseado em ASSUNÇÃO et al. (2015). O limite inferior de 0.25km² se refere à resolução do sistema de monitoramento DETER. Ambas as bases de dados do PRODES e do GFC possuem resolução maior, detectando desmatamentos de áreas inferiores que são “invisíveis” ao monitoramento de maior frequência.

5.4 Análises

Para cada categoria de propriedade foi calculado o desmatamento total e anual no período, estabelecendo séries temporais com os dados do PRODES e do GFC. O mesmo foi feito desagregando o desmatamento por tamanho de polígono. Foi estimado o desmatamento evitado (GODAR et al., 2014) por cada ator, considerando que taxa de desmatamento de 1996-2005 tivesse se mantido constante. Esta é a taxa utilizada pelo governo como base histórica para políticas públicas. Os dados foram avaliados quanto ao desmatamento total acumulado no período por cada ator, e o desmatamento evitado caso as taxas tivessem se mantido a mesma da taxa histórica 1996-2005, a taxa utilizada pelo governo como base histórica para políticas públicas. O desmatamento, geral e por ator, foi ainda decomposto e analisado por tamanho de polígono desmatado.

Adicionalmente, foi testada a hipótese da relação de pequenos polígonos como proxy de desmatamento por pequenas propriedades. Com os dados de desmatamento a nível de propriedade, é possível testar essa hipótese. Desta forma, foi realizada uma regressão linear com o log da área desmatada por polígonos pequenos e o log da área desmatada por cada categoria de propriedade.

6 Resultados

6.1 Descrição dos Resultados

6.1.1 *Dominância dos atores*

As grandes propriedades (propriedades acima de 15 módulos fiscais) são apenas 5% do número de estabelecimentos analisados, mas possuem 54% da área analisada do bioma (Tabela A1). A maior parte das propriedades são pequenas, com menos de 4 módulos fiscais, detendo, contudo apenas 13% da área privada estudada. Esta concentração é clara nos estados do Mato Grosso e Amazonas (Figura 5) e é mais latente nas regiões ao sul e sudeste do bioma, mas se repete de forma geral na maioria dos estados. Rondônia é o único estado onde propriedades pequenas são as que detém a maior área. Os estados de Amazonas, Mato Grosso e Pará conjuntamente somam 80% da área privada analisada. Importante ressaltar que como este estudo analisa apenas o recorte do bioma amazônico, e não os estados em sua integridade geográfico institucional, esta distribuição de propriedades pode não refletir a realidade fundiária de alguns estados analisados como um todo.

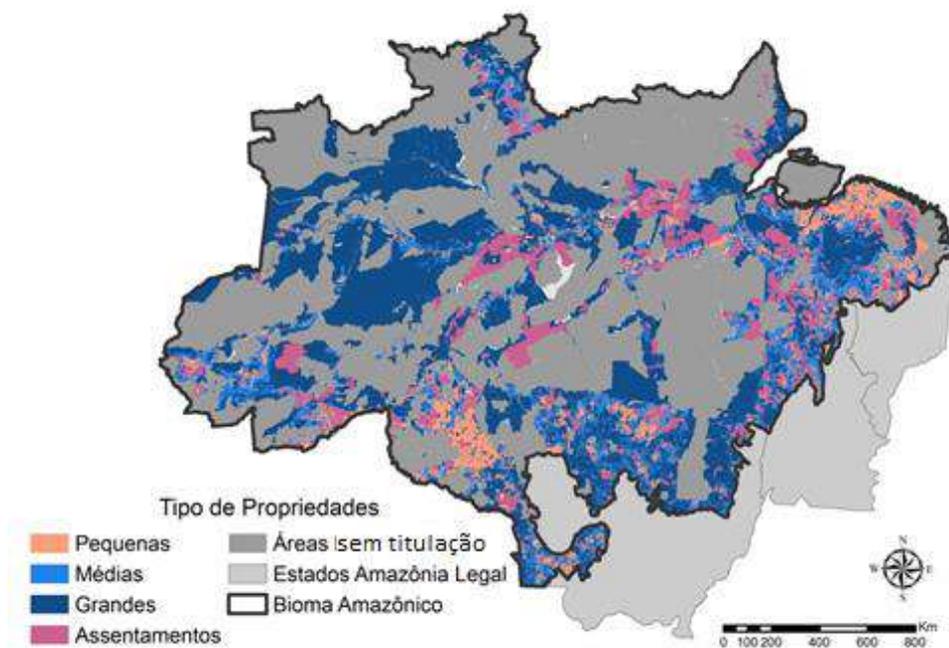


Figura 5- Distribuição de propriedades privadas na Amazônia

6.1.2 Desmatamento total e Desmatamento evitado

No período 2002-2014, propriedades privadas foram responsáveis pelo desmatamento de 147.370 km², segundo a base do PRODES (Tabela 1). A maior parte da perda florestal ocorreu em propriedades de área superior a 15 módulos fiscais, somando 51.287 Km². Isto corresponde a 35% do desmatamento do ocorrido no período. É seguido por áreas de assentamentos, que foi responsável pela retirada de 37.275 Km², e médias propriedades, que desmataram 33.466 Km². Pequenas propriedades desmataram 25.341 Km² (17.2%). A base do GFC detectou 32.324 Km² a mais que o PRODES, mas mantendo a contribuição relativa de cada ator no desmatamento, sendo a maior diferença, de 9.411 Km² (2.1%), nas pequenas propriedades. Assim, grandes e médias propriedades foram responsáveis por 57% do total de retirada de cobertura florestal. Em consequente, uma parcela expressiva, 43% (62.617 Km² e 78.765 Km², com dados de PRODES e GFC respectivamente) foi desmatado por pequenas propriedades e assentamentos.

Tabela 1 - Desmatamento acumulado por ator de 2002-2014

	Assentamentos		Pequenas Propriedades		Médias Propriedades		Grandes Propriedades		Total	
	Prodes	GFC	Prodes	GFC	Prodes	GFC	Prodes	GFC	Prodes	GFC
<i>Desmatamento acumulado em Propriedades Privadas Total 2002-2014 (km²)</i>										
AC	2463	3284	1141	1635	1164	1560	476	758	5244	7237
%	47%	45%	22%	23%	22%	22%	9%	10%		
AP	294	256	46	48	131	161	419	1118	889	1583
%	33%	16%	5%	3%	15%	10%	47%	71%		
AM	2054	3155	697	1693	1336	2366	3737	5741	7825	12955
%	26%	24%	9%	13%	17%	18%	48%	44%		
MA	1841	2062	1005	2090	1151	2411	478	1007	4476	7570
%	41%	27%	22%	28%	26%	32%	11%	13%		
MT	7044	7184	6779	7359	11616	11910	20396	21495	45835	47948
%	15%	15%	15%	15%	25%	25%	45%	45%		
PA	17334	19763	9093	11644	12808	15388	19920	23058	59155	69852
%	29%	28%	15%	17%	22%	22%	34%	33%		
RR	1297	1520	264	320	675	742	891	954	3127	3535
%	41%	43%	8%	9%	22%	21%	29%	27%		
RO	4595	6342	6236	9691	4439	5470	4832	5990	20101	27493
%	23%	23%	31%	35%	22%	20%	24%	22%		
TO	355	447	96	273	192	570	123	229	767	1519
%	46%	29%	13%	18%	25%	38%	16%	15%		
Amazônia	37276	44013	25342	34753	33466	40581	51287	60349	147371	179695
%	25%	25%	17%	19%	23%	23%	35%	34%		

Entre os estados, a maioria seguiu o mesmo padrão, com algumas variações. Assentamentos foi a classe de propriedades que mais desmatou nos estados do Acre, Maranhão, Roraima e Tocantins segundo dados do PRODES, mas o mesmo só ocorreu no Acre e Roraima, segundo GFC. Rondônia foi o único estado em que pequenas propriedades foram aquelas de maior contribuição relativa.

Um total de 158.668 Km² segundo PRODES e 147.706 Km² segundo GFC teriam sido desmatados a mais a partir de 2005 se a taxa de desmatamento tivesse se mantido a mesma de 1996-2005. Considerando esta projeção, grandes propriedades e áreas de assentamentos foram responsáveis pela maior parte da redução observada, de 48.810 Km² (ou 30%) e 52.188 Km² (32%) (PRODES); e 46.841 Km² (31%) e 40.410 Km² (27%) (GFC) respectivamente (Figura 6). Pequenas propriedades tiveram uma menor responsabilidade, sendo associadas a 15% (PRODES) e 18% (GFC) do desmatamento total evitado, somando aproximadamente 25,000 Km² em ambas bases de dados (Tabela A2).

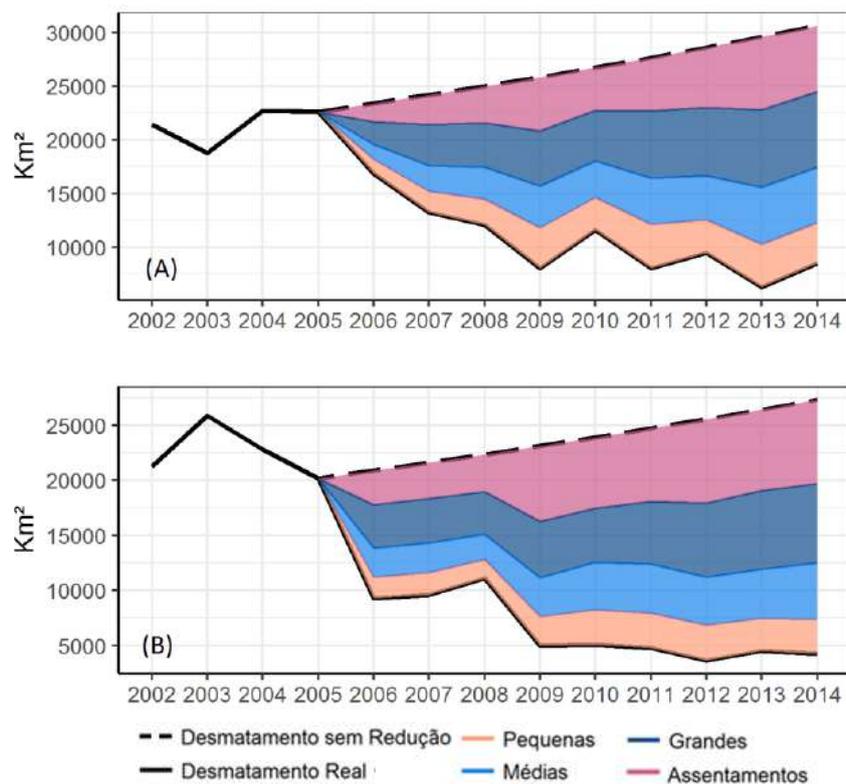


Figura 6- Desmatamento evitado por ator no período 2005-2014, se as taxas tivessem permanecido as mesmas da média histórica de 1996-2005. (A) GFC, e (B) PRODES.

6.1.3 Padrão de Desmatamento

O desmatamento em áreas privadas sofreu forte declínio após as altas taxas registradas no início dos anos 2000, sendo este mais acentuado após 2005 com dados do PRODES, com a maior redução ocorrendo entre 2004-2006, quando desmatamento anual ficou por volta de 10.000 Km², estabilizando em 4.500 Km² após 2009. Já pelo GFC, é registrada uma redução menos abrupta, com aumentos e reduções em anos sucessivos após 2009, possuindo em média o dobro de desmatamento observado no PRODES. Entretanto, o comportamento dos agentes durante o período de declínio não foi homogêneo. Com dados do PRODES, as maiores reduções, de 83% entre 2004 e 2014, foram entre pequenas (que saiu de 3.362 Km² em 2004 para 573 Km² em 2014) e grandes propriedades (de 7787 Km² para 1332 Km²), seguidas por médias (79%, de 4495 Km² para 912 Km²), e com assentamentos apresentando a menor redução, de 68% (de 4.543 Km² para 1.413 Km²). Como o GFC detectou taxas de desmatamento maiores para os últimos anos do que o PRODES, as taxas de redução dos atores foram menores,

e o ator de maior redução foram as pequenas propriedades (66%, de 4360 Km² para 2.724 Km²). As outras categorias reduziram por volta de 60% do desmatamento.

Até 2008 as grandes propriedades foram as principais responsáveis pela retirada de cobertura florestal (Figura 7 e Figura 8). Há um declínio nos anos subsequentes, que pelo PRODES faz com que áreas de assentamentos sejam as de maior contribuição relativa, apesar de grandes propriedades ainda possuírem uma participação considerável, em média de 30%. Os dados do GFC não sugerem um declínio tão acentuado na participação de grandes propriedades, que são a de maior contribuição relativa durante todo o período. Entre 2002-2005, a proporção relativa de perda de cobertura florestal em propriedades médias e grandes foi de 60%, posteriormente estabilizando por volta de 53% por ano. O desmatamento por pequenas propriedades foi apenas marginalmente declinante, mas estes foram consistentemente os atores de menor contribuição relativa no desmatamento total no bioma amazônico, sendo responsáveis por, em média, 16% (PRODES) e 19% (GFC) do desmatamento total anual. Entretanto, são também os que desmatam maior parte da área de sua propriedade anualmente, em conjunto com os assentamentos.

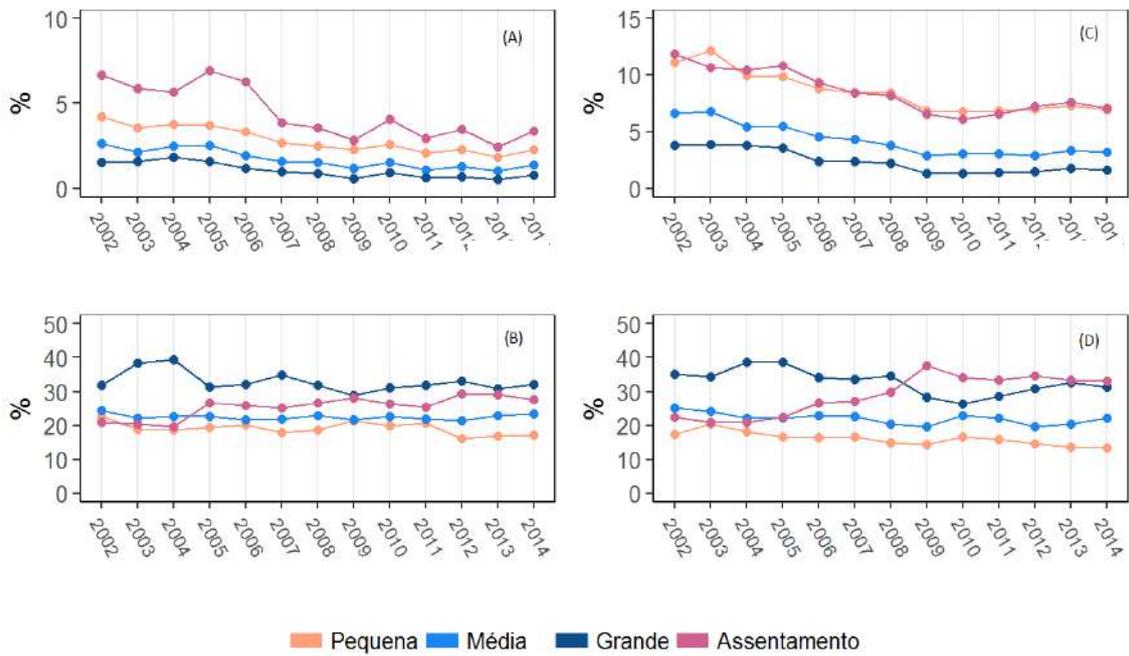


Figura 7- Padrão de desmatamento por tipo de ator de 2002-2014 na Amazônia.

(A)- GFC e (C)- PRODES: Proporção média de área desmatada em relação a área da propriedade. (B) – GFC e (D)- PRODES: Contribuição relativa de cada ator para o desmatamento anual.

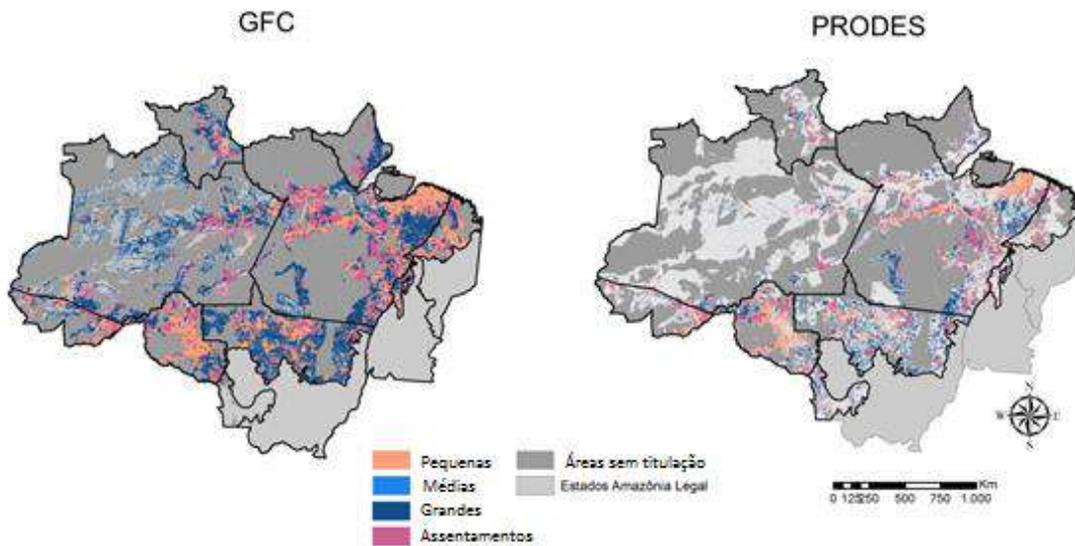


Figura 8-Desmatamento 2002-2014 em propriedades privadas decomposto por tipo de propriedade

O mesmo padrão é encontrado nos maiores estados do bioma, mas exibe marcadas diferenças entre os outros (Figura A1, Figura A2, Figura A3 e Figura A4). Em pelo menos dois estados (Acre e Roraima), os assentamentos foram os principais responsáveis pelo desmatamento durante todo o período. A base do PRODES inclui Maranhão e Tocantins nesta lista e identifica um papel relevante dos assentamentos também em outros estados para alguns períodos, principalmente após 2008. No Pará por exemplo, a retirada de cobertura florestal em assentamentos ultrapassa a em grandes propriedades em 2008 pelo PRODES e em 2012 pelo GFC. Rondônia foi o único estado onde, até 2008, maior parte da retirada florestal foi realizada por pequenas propriedades.

6.1.4 Desmatamento Polígonos

A Figura 9 decompõe o desmatamento total de cada ano nas proporções de cada classe de tamanho de polígono desmatado. Áreas menores que 0.25 Km² (referidas como pequenos polígonos) foram responsáveis pela maior parte da área desmatada durante todo o período, sendo esta de 64% (116.331 Km²) segundo GFC e 42% (62.249 Km²) segundo PRODES; seguidos por polígonos de 0.25-1Km², com 27% (40.618 Km²) e 18% (30.952 Km²), GFC e PRODES respectivamente. Áreas contíguas maiores que 5 Km² contribuíram apenas para 9% (13.551 Km², GFC) e 4% (8.513 Km², PRODES) do desmatamento total do período. Dados do GFC detectaram 64.000Km² a mais desmatados por pequenos polígonos do que a base oficial brasileira, e em média 7.000km² a menos em cada outra categoria de tamanho.

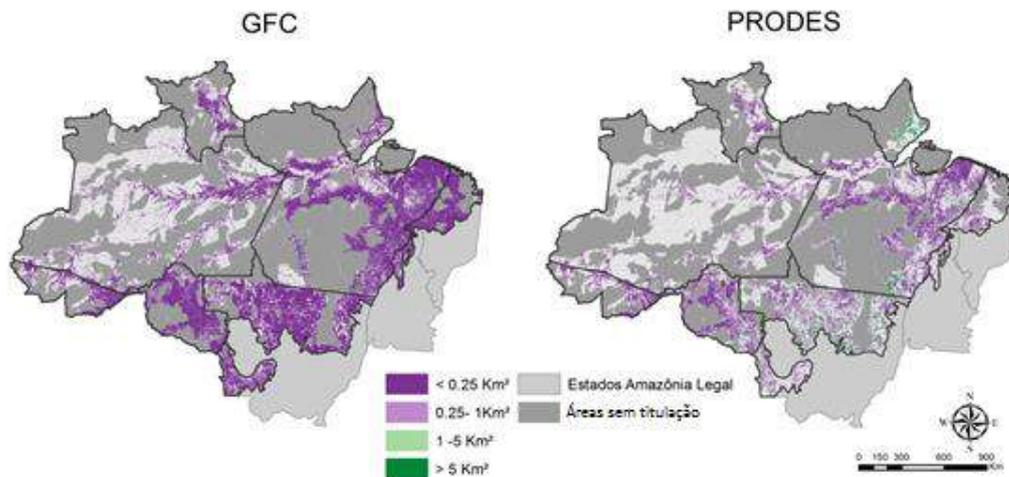


Figura 9- Desmatamento 2002-2014 decomposto por tamanho de polígono desmatado na Amazônia

Dados do PRODES mostram que na primeira metade dos anos 2000, o desmatamento em pequenas áreas abaixo do limiar do DETER (0.25km²), desmatava proporcionalmente pouco mais do que as outras classes de tamanho, enquanto que, pelo GFC, estes polígonos já possuíam contribuição expressiva, de 50%, no início do período. Houve um aumento na proporção de área desmatada por pequenos polígonos (Figura 10B e 10D), com crescimento gradual no início da década, atingindo seu pico em 2008-2010, onde a contribuição chegou a aproximadamente 85% (GFC) e 70% (PRODES). Em 2013 e 2014 houve uma leve redução, segundo dados do PRODES, que, contudo, não é observada pelos dados do GFC. Polígonos maiores do que 1Km² reduziram sua contribuição para o desmatamento total, acompanhando o aumento dos pequenos polígonos. O mesmo padrão é observado em todos estados (Figura A5 e Figura A6).

Em 2016 foi lançado um novo sistema de detecção em tempo quase real de maior resolução, DETER-B, de resolução igual à do PRODES, de 6.25 ha. Utilizando dados do GFC, observa-se um aumento expressivo de desmatamento em polígonos deste tamanho comparado ao padrão de desmatamento de 2005. De fato, estas áreas correspondem a 60% do desmatamento de áreas <0.25 km², somando 50% do desmatamento total a partir de 2009.

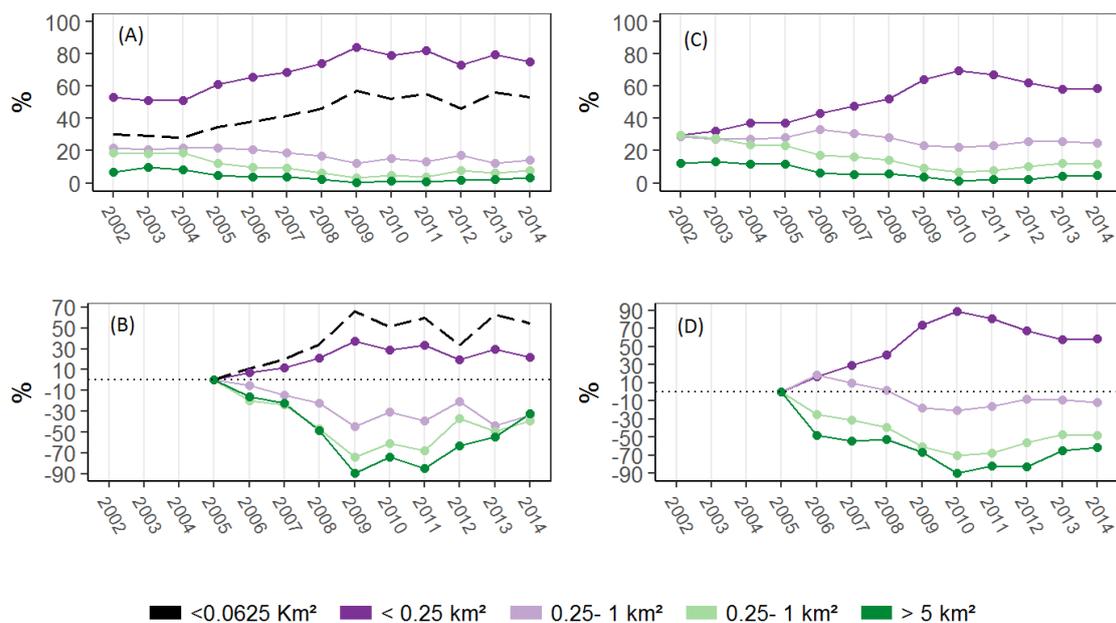


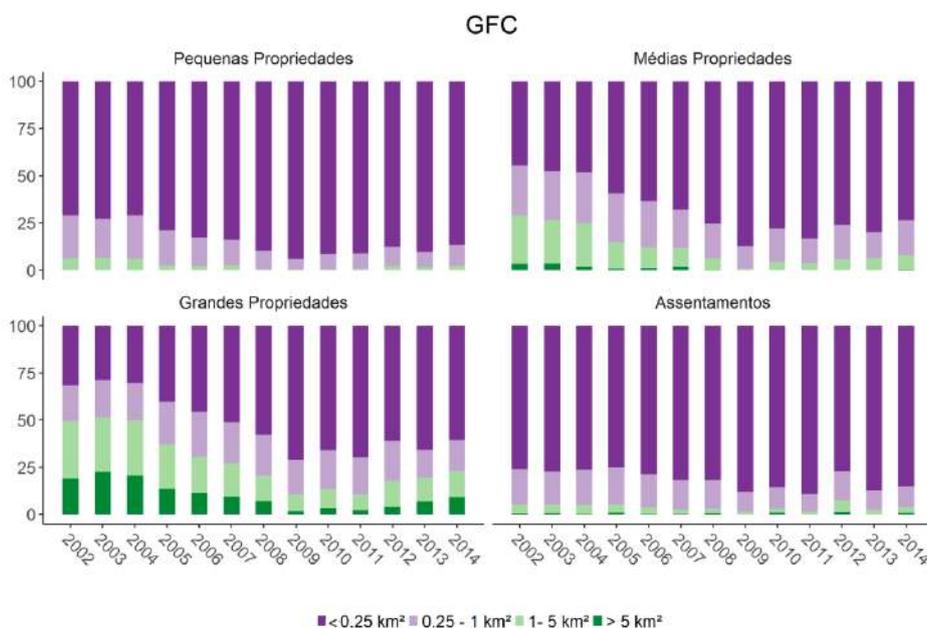
Figura 10 - Desmatamento por tamanho de polígono desmatado na Amazônia de 2002 a 2014.

(A) – GFC e (C) – PRODES: Contribuição relativa de cada polígono para o desmatamento anual. (C) – GFC e (D) – PRODES: Contribuição relativa de cada polígono para o desmatamento anual em relação a 2005.

A Figura 11 explora a evolução do desmatamento decomposto por tamanho de polígono segundo os atores. Todos os atores passaram a desmatar mais em pequenos polígonos, com os maiores aumentos no período 2005-2008. Grandes e médias propriedades aumentaram em 40% a proporção de áreas desmatadas em pequenas áreas em menos de dez anos. GFC aponta o desmatamento como sendo majoritariamente feito em áreas pequenas desde 2002 em todas as categorias de propriedades. No PRODES, contudo, o desmatamento em grandes e médias propriedades no início do período era realizado majoritariamente em áreas de 1-5Km², sendo substituído por pequenos polígonos em 2004 nas propriedades médias e em 2008 nas grandes. Seguindo o padrão geral do bioma, a maior proporção de área desmatada em polígonos menores que 0.25km² foi em 2008-2010, seguido por uma leve diminuição nos anos subseqüentes. Pequenas propriedades e assentamentos desmataram majoritariamente em pequenos polígonos durante todo o período, principalmente segundo dados do GFC. Retiradas de floresta em polígonos maiores de 1-5 Km² foram realizadas principalmente por médias e grandes propriedades e 85-90% dos polígonos maiores que 5 Km² foram desmatados por grandes propriedades. Desmatamentos em grandes áreas contíguas (>1 Km²)

tiveram sua contribuição ao desmatamento total reduzida de 2004 a 2008, mas com leve aumento em 2013 e 2014 em médias e grandes propriedades. Grandes propriedades desmataram 16% menos através de pequenas áreas a partir de 2010, paralelo a um aumento nos desmatamentos por polígonos maiores.

Para investigar uma possível correlação entre o desmatamento em pequenos polígonos e propriedades pequenas, foi realizada uma regressão linear entre o log do desmatamento e o log da área desmatada por cada categoria em polígonos pequenos, agregados por municípios. Uma equação significativa foi encontrada ($F(4,8164) = 4697$, $p < 0.001$), com $R^2 = 0.94$. Esta mostrou que polígonos pequenos crescem com o aumento do desmatamento em todas as categorias de propriedades (β : Pequenas Propriedades = 0.914; Médias = 0.935; Grandes = 0.933; Assentamentos = 0.905, todos com nível de significância $p < 0.001$). De fato, todos os atores passaram a desmatar relativamente mais por polígonos menores que 0.25Km² (Pequenas- GFC: $F(5,33) = 46$; PRODES: $F(5,33) = 345.3$; Médias- GFC: $F(7,39) = 183.4$; PRODES: $F(7,39) = 108.4$; Grandes- GFC: $F(7,44) = 75.04$; PRODES: $F(7,44) = 22.38$; Assentamentos- GFC: $F(7,41) = 70,51$; PRODES: $F(7,41) = 935.4$; Tukey HSD $p < 0.05$).



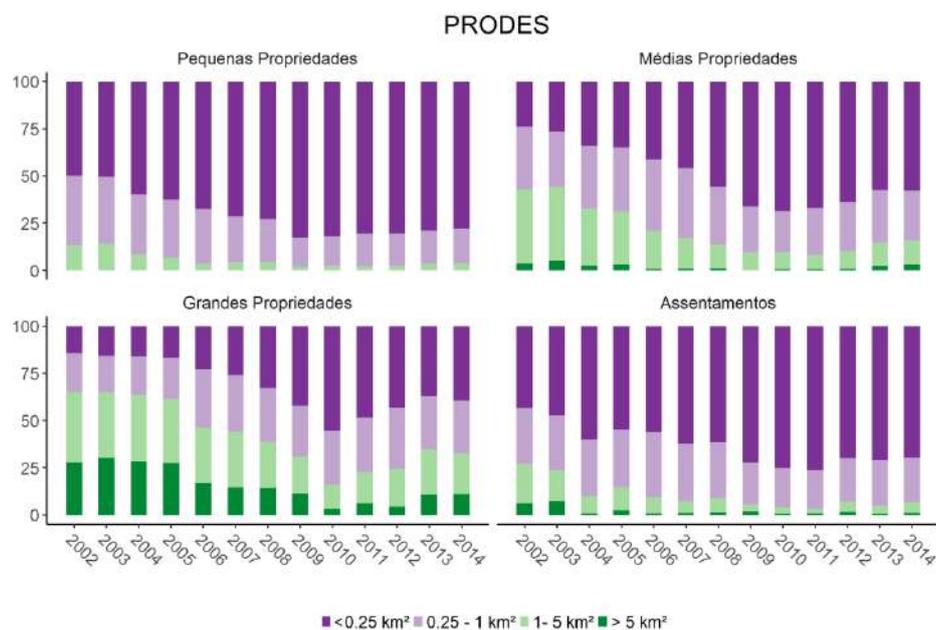


Figura 11 Desmatamento por tamanho de polígono desmatado por cada tipo de ator para Amazônia anualmente, de 2002-2014.

6.1.5 Remanescente Florestal

Em 2014, 1.254.903 km² (GFC) e 1.108.522 Km² (PRODES) de cobertura florestal da Amazônia se encontrava em propriedades privadas, 30 % e 27 % da área do bioma no Brasil, respectivamente (Tabela 2 e Figura 12). Encontrou-se que a maior parte da cobertura florestal remanescente encontra-se dentro de grandes propriedades, 785.807 km² (GFC) e 716.851 km² (PRODES), seguidas por médias e assentamentos. Pequenas propriedades retém o menor estoque florestal, embora dados do GFC tenham apontado quase o dobro de área de floresta nesta categoria comparado ao PRODES, provavelmente por considerar fragmentos menores. Os estados do Amazonas, Mato Grosso e Pará concentram mais de 80% do estoque florestal do bioma Amazônico em áreas privadas.

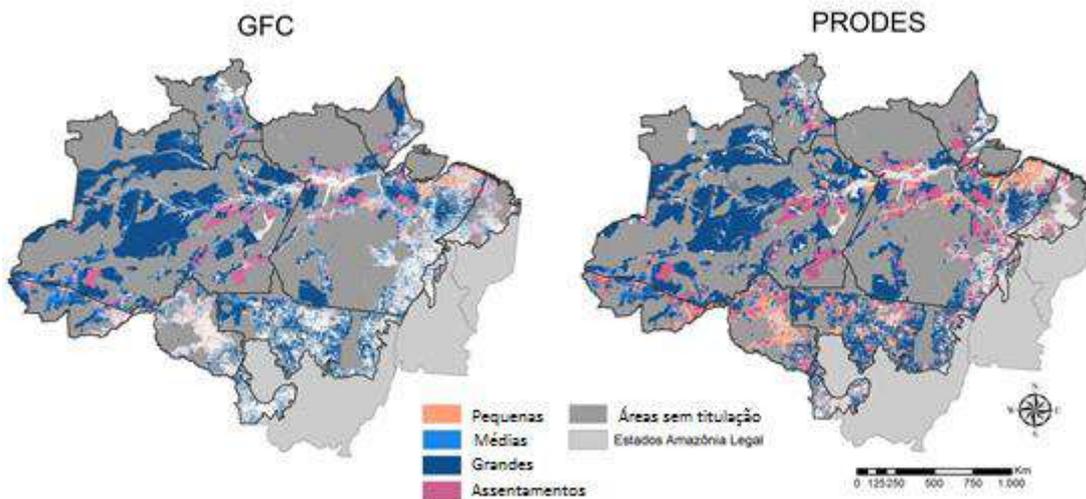


Figura 12- Remanescentes Florestais em propriedades privadas na Amazônia. A intensidade das cores no mapa do GFC se refere à percentagem do pixel coberto por floresta.

A maioria dos estados seguiu este padrão de concentração de cobertura florestal em grandes propriedades. No Amazonas, por exemplo, cerca de 80% das florestas fora de áreas protegidas e florestas públicas estão em grandes propriedades. O Amapá foge à regra, onde mais da metade da sua área florestada analisada está em regiões de assentamentos. Rondônia e Maranhão são os únicos estados onde pequenas propriedades respondem por mais de 30% de área de floresta. Em geral, as bases de dados foram bem congruentes nos resultados entre os estados.

Tabela 2- Remanescente Florestal por categoria de propriedade (UF)

	Assentamento		Pequena		Média		Grande		Total	
	Prodes	GFC	Prodes	GFC	Prodes	GFC	Prodes	GFC	Prodes	GFC
AC	10383	9056	9111	9909	24400	24752	28035	31717	71929	75434
%	14%	12%	13%	13%	34%	33%	39%	42%	6%	6%
AP	7114	25579	355	562	1356	2195	5411	10074	14236	38410
%	50%	67%	2%	1%	10%	6%	38%	26%	1%	3%
AM	62697	26516	17373	21874	47404	51312	421215	458400	548689	558102
%	11%	5%	3%	4%	9%	9%	77%	82%	49%	44%
MA	1529	7289	1533	9550	1787	7614	1002	5443	5851	29896
%	26%	24%	26%	32%	31%	25%	17%	18%	1%	2%
MT	5319	6945	15430	19607	38185	44841	114720	128992	173654	200385
%	3%	3%	9%	10%	22%	22%	66%	64%	16%	16%
PA	46360	53864	19709	42485	32989	49221	109695	123016	208753	268586
%	22%	20%	9%	16%	16%	18%	53%	46%	19%	21%
RR	6625	6313	2878	921	6378	2484	17929	6997	33810	16715
%	20%	38%	9%	6%	19%	15%	53%	42%	3%	1%
RO	6503	7475	13169	19800	11682	13504	17924	19345	49278	60124
%	13%	12%	27%	33%	24%	22%	36%	32%	4%	5%
TO	242	1105	377	1494	785	2832	920	1820	2324	7251
%	10%	15%	16%	21%	34%	39%	40%	25%	0%	1%
Amazônia	146772	144142	79935	126202	164966	198755	716851	785804	1108524	1254903
%	13%	11%	7%	10%	15%	16%	65%	63%	100%	100%

6.2 Discussão

O presente trabalho mostra que propriedades rurais na Amazônia com mais de 15 módulos fiscais (que varia de 150 a 1500 ha) foram os atores que possuem maior responsabilidade no desmatamento acumulado, com 35%, do total desmatado entre 2002-2014. Isto configura quase que o dobro dos 17-19% que foi desmatado por pequenas propriedades (40 a 400 ha). O papel principal de grandes propriedades na retirada de cobertura florestal é corroborado por diversos estudos (BÖRNER et al., 2010; CHOMITZ; THOMAS, 2003; GODAR et al., 2014; L'ROE et al., 2016; MICHALSKI; PAUL; PERES, 2010; RICHARDS; VANWEY, 2015), embora a responsabilidade dos atores difira sensivelmente. GODAR et al. (2014), com metodologia diferente, mas que aborda toda a Amazônia em um período similar ao deste estudo, encontram uma responsabilidade menor das pequenas propriedades, de 12% e

maior para as grandes, de 51%. Dos estudos que utilizam grid de registro de propriedades, RICHARDS e VANWEY (2015) reafirmam este padrão, com contribuição próxima a deste estudo para grandes propriedades, mas apenas de 4% para as pequenas propriedades no mato grosso, frente aos 15% encontrados neste trabalho para o mesmo estado. Já L'ROE et al. (2016) aponta uma contribuição de 59% de pequenos atores no Pará, bem superior aos 15-17% encontrados neste estudo. Contudo, GODAR et al. (2014) e L'ROE et al. (2016) não categorizam assentamentos separadamente, naturalmente inflando a responsabilidade relativa de pequenas propriedades, já que ambos são agrupados na mesma categoria. Como abordado no capítulo 3, deve-se considerar que existem diferenças metodológicas, como na definição destes atores, na área e período analisado, e nas bases de dados utilizadas.

Considerando o efeito das políticas de redução de desmatamento aplicadas principalmente a partir de 2004, o grupo de atores que apresentou maior diminuição nas taxas de desmatamento foram justamente o de maior responsabilidade sobre o desmatamento: as grandes propriedades. A redução desproporcional de grandes propriedades no desmatamento foi encontrada também por GODAR et al. (2014) e RICHARDS & VANWEY (2015). Dentre as razões para isto, os autores apontam que grandes propriedades são mais suscetíveis a multas e embargos, e que as intervenções do setor privado focam mais em grandes propriedades, de forma que estas possuem maiores incentivos para diminuir seu desmatamento.

Os mesmos autores também apontam recentemente um papel crescente de pequenas propriedades no desmatamento, sugerindo que políticas futuras deveriam ser direcionadas para esta categoria de propriedade. No entanto, a diminuição do desmatamento absoluto por estes atores (de aproximadamente 70%) mostra que estas áreas responderam às políticas aplicadas, da mesma forma que os grandes proprietários. Isto não quer dizer que seu papel é irrelevante, uma vez que são a maioria das propriedades rurais – somam um quinto do desmatamento total – e desmatam maior parte de suas propriedades. Contudo, o desmatamento em pequenas propriedades pode significar menores emissões de carbono (RICHARDS; VANWEY, 2015) e seu papel na redução do desmatamento pode ter sido mascarado pela agregação de pequenas propriedades com assentamentos em alguns estudos.

As áreas de Assentamentos tiveram um importante e crescente papel no desmatamento, principalmente com dados PRODES, onde após 2009 passa a ser o maior responsável pelo desmatamento. Além disso, desmatam áreas maiores relativo ao tamanho de sua propriedade e foram as que tiveram menor redução nas taxas de desmatamento. Isto acontece principalmente no Pará e no Amazonas, o que sugere uma grade variabilidade interestadual. Em geral, a associação entre assentamentos e desmatamento já foi explorada por diversos trabalhos (LORENA; LAMBIN, 2009; PERES; SCHNEIDER, 2012; SCHNEIDER; PERES, 2015; YANAI et al., 2016), concluindo que além da colonização da Amazônia por assentamentos ter levado a maiores taxas de desmatamento, também levam à fragmentação florestal e o crescimento de um padrão de degradação em “espinha de peixe”. O INCRA recentemente, respondendo as crescentes pressões ambientais, mudou radicalmente sua política ambiental, onde assentamentos instalados depois do ano 2000 evitaram o uso predatório de recursos que era característico de assentamentos anteriores (PERES; SCHNEIDER, 2012). Contudo, mesmo nestes assentamentos mais recentes o desmatamento persiste e as taxas de desmatamento seguem o padrão da Amazônia legal (YANAI et al., 2016). Ademais, assentamentos em áreas de maior pressão de desmatamento, como arco do desmatamento, são mais vulneráveis ao desmatamento e os principais *drivers* são densidade populacional e mudança de uso do solo (YANAI et al., 2016).

As causas para o maior desmatamento e menor estoque florestal em assentamentos são múltiplas e estes dados devem ser analisados com cautela. Os assentamentos podem ter sido implementados em áreas já desmatadas, ou seja, com passivo ambiental. Colonos frequentemente chegam espontaneamente antes e começam a limpeza das áreas que só serão oficialmente declaradas assentamentos anos depois (SCHNEIDER; PERES, 2015). Fatores como a falta de infraestrutura e assistência técnica pode levar à grilagem e reconcentração dos lotes, onde os assentados cedem à pressão para vender ou arrendar seus lotes a grandes proprietários ou outros interessados. A área passível de desmatamento então aumenta, uma vez que os compradores adquirem múltiplos lotes formando uma única propriedade, apontando para a expansão de latifúndios monocultores, fortemente influenciada pelo cenário econômico nacional e internacional (CARRERO; FEARNESIDE, 2011). O

desmatamento em grandes áreas indica que provavelmente processos como este envolvendo grandes áreas esteve em curso durante o período analisado (Figura 4).

Assentamentos podem, ainda, estar desmatando legalmente para atividades produtivas e a prevalência de desmatamento em pequenas áreas pode indicar que a maior parte é realizada pelos próprios colonos de maneira mais lenta. Contudo, apesar do objetivo dos assentamentos de promover uso múltiplo e sustentável da floresta, a pecuária ainda configura como uma das principais atividades, principalmente quando os assentamentos são criados em solos pobres, o que resulta no aumento do desmatamento (YANAI et al., 2016). Outro fator que pode ter aumentando a retirada de florestas é a expectativa de maior monitoramento com o cadastramento das propriedades no CAR, registro que permitirá maior controle sobre as autorizações de supressão. Assim, sendo o CAR declaratório, colonos podem ter escolhido por abrir novas áreas previamente ao cadastro.

6.2.1 Mudança de Estratégia de Desmatamento

O comportamento dos atores no desmatamento sofreu mudanças no período analisado. O tamanho do desmatamento na Amazônia mudou de forma consistente e direcional. Grandes desmatamentos (> 1000 ha) contribuíram cada vez menos no desmatamento anual, paralelo a um aumento de desmatamento em pequenas áreas (< 25 ha). Atualmente, 60-90% do desmatamento é em pequenas áreas. De fato, os dados mais finos do GFC demonstram que uma proporção cada vez maior está sendo realizada em áreas muito pequenas, inferiores ao limiar do sistema de monitoramento nacional (figura 3). O tamanho do desmatamento já foi utilizado como proxy de tamanho de propriedade e o aumento do desmatamento em pequenos polígonos associado a um aumento do papel de pequenas propriedades (FERRAZ et al., 2005; ROSA; SOUZA; EWERS, 2012). Este trabalho mostrou que o desmatamento em polígonos pequenos aumentou em todos os tamanhos de propriedades e que associações entre a área desmatada e o ator responsável podem ser enganosas.

Os resultados indicam que o momento desta mudança de comportamento, ou seja, a partir da segunda metade da década de 2000, coincide com a implementação de

políticas voltadas para redução de desmatamento no bioma. Mais especificamente, com o lançamento do DETER, programa de monitoramento em tempo quase real, que devido a limitações técnicas não detecta desmatamentos em áreas pequenas. Assim, como já sugerido por outros trabalhos (ASSUNÇÃO et al., 2017; GODAR et al., 2014; ROSA; SOUZA; EWERS, 2012), a mudança do comportamento dos atores no padrão de desmatamento provavelmente foi para se desviar do monitoramento, aproveitando a limitação técnica do DETER. BORNER et al. (2014, 2015) por meio de modelos teóricos, argumentam que os atores podem reagir às prioridades dos agentes de fiscalização e adaptar seu comportamento, mudando para áreas pequenas de forma a minimizar a chance de serem pegos.

Considerando a contribuição de cada ator, se houve uma mudança estratégica de diminuição de tamanho de polígono não se deve esperar uma mudança na contribuição relativa de cada ator no desmatamento total. De fato, com dados do GFC, não houve alteração no papel de cada ator para a Amazônia em geral. Isto sugere que os agentes modificaram o comportamento, passando a desmatar em pequenos polígonos. Já com dados do GFC, vê-se um aumento da contribuição relativa de assentamentos. Isto pode indicar que estes, que já desmatavam em pequenas áreas, não foram tão afetados pelas medidas que efetivamente contiveram o desmatamento em grandes propriedades.

6.2.2 Aumento Recente

Nos últimos anos, observa-se uma reversão no tamanho dos polígonos desmatados, havendo um aumento relativo na contribuição da classe 100 a 500 ha entre 2012 e 2014, sendo que neste último ano, a contribuição da classe foi de 9-16% (PRODES e GFC), o dobro do que era em 2011. Isto pode ser devido a fatores como a diminuição de verbas para o IBAMA, órgão de fiscalização, que teve seus recursos financeiros e humanos diminuídos nos últimos anos. Isso pode ter causado uma percepção de falta de presença do estado na Amazônia. Assim, dentro do aumento das taxas absolutas em áreas privadas, há um aumento em grandes e médias propriedades, e assentamentos. Em especial, houve um aumento de desmatamento por grandes polígonos, estrutura que já se acreditava estar em situação descendente e controlada.

6.2.3 Variabilidade Regional

A grande extensão da Amazônia, com diferentes estruturas e históricos fundiários, aponta para uma variabilidade de processos em escalas mais finas. Nos estados onde a maior parte da retirada de cobertura florestal era realizada por pequenas propriedades ou assentamentos, os pequenos polígonos já eram mais de 50% do desmatamento no início do período. Esta configuração inicial e o consistente aumento de desmatamento menor de 25 hectares sugere que o desmatamento era realmente feito por esses agentes em pequena escala em suas propriedades e que a implementação do DETER reduziu o pouco desmatamento que era realizado em grandes polígonos, provenientes principalmente de grandes propriedades. Em estados como Acre e Rondônia, onde a maior contribuição vem de assentamentos, não houve mudança na contribuição de cada ator durante o período, apesar da maior parte do desmatamento ser invisível ao novo método de monitoramento. Isto sugere que outros mecanismos foram responsáveis pela redução de desmatamento observada nestes estados. Já em Roraima, as pequenas propriedades que eram responsáveis pela maior parte do desmatamento, diminuíram sua contribuição relativa paralelo a um aumento por parte das grandes propriedades. O aumento de contribuição de grandes propriedades, em conjunto com o aumento de desmatamento em médios e grandes polígonos, é contrário ao padrão geral observado no bioma, mas coincide com o crescimento de soja no sul do estado (SILVA, 2014).

A mudança de comportamento dos atores com a substituição do desmatamento de grandes por pequenos polígonos foi muito mais intensa em outros estados, onde o desmatamento é realizado principalmente por grandes propriedades, como Mato Grosso e Pará.

No MT, no início do período, pequenos polígonos contabilizavam cerca de 30%, e chegaram a 60-80% em 2014, mantendo a mesma contribuição relativa dos atores, ou seja, grandes propriedades continuaram sendo as maiores responsáveis pelo desmatamento. Isto indica que a mudança observada foi estratégica por parte dos atores, e principalmente de grandes propriedades, que diminuíram o desmatamento em termos

absolutos, mas passaram a desmatar cada vez mais em tamanhos abaixo do limiar do DETER. A mudança mais intensa de comportamento de desmatamento no MT, relaciona-se com o fato deste ser o estado de maior concentração fundiária, dominado por agriculturas extensivas em mega latifúndios.

Já no Pará, onde as atividades são de pecuária de pequena-media escala (PACHECO, 2009a), os resultados também sugerem a mudança por parte de grandes propriedades, mas ocorre adicionalmente um outro processo. A partir de 2009 há um aumento da proporção relativa de assentamentos no desmatamento total. No entanto, no início do período, 60% do desmatamento do Pará já era realizado em pequenos polígonos, ou seja, 'invisível' ao DETER. Tal desmatamento foi parcialmente de responsabilidade de atividades de pequena e média escala. Assim, ações de monitoramento baseadas no DETER podem não ter visado os diferentes atores igualmente neste estado, como sugere ASSUNÇÃO et al. (2017), de forma que a inibição de supressão de vegetação foi mais intensa em grandes propriedades do que em assentamentos.

Estudos anteriores fornecem informações sobre como as diferenças entre as estruturas agrárias na Amazônia podem afetar o comportamento de desmatamento e, assim, potencialmente explicam as diferenças observadas. Sub regionalmente, o padrão espacial do desmatamento é explicado pelo padrão de ocupação e estrutura espacial de arranjos institucionais, sistemas de uso do solo dominantes, tecnologias, topografia e distribuição espacial de recursos (BRONDIZIO; MORAN, 2012). GODAR et al. (2014) argumentam que os pequenos proprietários normalmente ocupam fronteiras florestadas, enquanto os grandes proprietários geralmente são estabelecidos em áreas mais antigas e mais consolidadas com melhor infraestrutura. Ao determinar o acesso a recursos, como mercados e redes de transporte, isso provavelmente influenciará a viabilidade das atividades econômicas e, portanto, das práticas de desmatamento. BRONDIZIO & MORAN (2012) atentam para o grau de desenvolvimento das fronteiras, onde pequenas propriedades em geral dedicam uma proporção menor de sua propriedade para atividades produtivas como pastagens, mas esta proporção aumenta rapidamente com desenvolvimento da fronteira, associado à maior integração de mercado. Já médios e grandes proprietários tendem a deixar uma maior parte de suas propriedades durante os estágios iniciais de desenvolvimento, mas que são gradualmente convertidas conforme

desenvolvimento da fronteira, deixando espaço para sistemas relativamente extensivos de produção. Seguindo esta discussão, ROSA; SOUZA & EWERS (2012) sugerem que o desmatamento recente é limitado por supressões de vegetação históricas, que esgotaram o estoque de vegetação nativa em alguns municípios da Amazônia, o que, por sua vez, está intimamente relacionado com a estrutura agrária de cada região (ASSUNÇÃO et al., 2017).

Economicamente, nem todas as políticas e esforços com foco na Amazônia são igualmente direcionados entre os setores. O comportamento dos atores no que diz respeito ao desmatamento é influenciado por diferentes condições econômicas e pressões do mercado a que estão sujeitos, que irá variar no território amazônico, dado que a importância relativa da soja, da carne e da produção em pequena escala difere substancialmente na Amazônia. As intervenções no bioma, governamentais ou baseadas em cadeias produtivas, incitam uma resposta diferencial nos produtores em cada estado. Isto até mesmo entre o mesmo grupo. Por exemplo, PACHECO (2009) argumenta que o impacto dos esforços de reforma agrária no desmatamento da Amazônia varia de acordo com as condições socioeconômicas e geográficas locais.

6.2.4 Remanescente Florestal

Este trabalho estimou que mais de 60% do remanescente florestal se encontra em propriedades com mais de 15 módulos fiscais. Considerando que grandes propriedades cobrem mais de 50% da área analisada, é de se esperar que de fato a maior parte do remanescente florestal esteja nestas propriedades. Pequenas propriedades e assentamentos retêm cerca de 20% em conjunto, o que soma cerca de 250.000 km². Todavia, pequenas propriedades desmatam uma área maior de suas propriedades, como também já relatado em outros trabalhos (MICHALSKI; PAUL; PERES, 2010; PACHECO, 2009b).

Os maiores remanescentes florestais estão no Amazonas, Mato grosso e Pará, os dois últimos sendo os estados de maiores taxas de desmatamento do bioma. RICHARDS & VANWEY (2015) encontram resultados similares para o Mato Grosso, e estimam que 80% do estoque de carbono em propriedades privadas se encontram em

propriedades de área maior que 1.000 hectares. A importância de grandes propriedades para o estoque florestal varia entre os estados, sendo maior justamente naqueles que retêm maiores remanescentes. Contudo, em outros estados com estruturas agrárias diferentes, o padrão é modificado. No Amapá por exemplo, mais de 50% das florestas estão em áreas de assentamentos, que corresponde a 30% da área analisada nesse estado. Nessas áreas, o desmatamento ainda é baixo, e o estoque de carbono por hectare é maior comparado ao arco do desmatamento (YANAI et al., 2016).

Os remanescentes florestais devem ser analisados também qualitativamente, já que é essencial existir a conectividade de ecossistemas naturais por corredores biológicos e *stepping stones* na matriz. GODAR et al. (2014) apontam que setores censitários dominados por pequenas propriedades possuem florestas que tendem a ser menos fragmentadas e degradadas, ou seja, em melhores condições ecológicas e mais resilientes a incêndios florestais ou outros processos de degradação. Para os autores, além do estágio de fronteira ocupado, a melhor condição das florestas nas paisagens dominadas por pequenos proprietários pode ser explicada pela dependência de sistemas de agricultura diversificada em pequena escala, que não exigem a depuração de grandes áreas de floresta e retém grandes áreas da floresta secundária na paisagem, que atuam como um amortecedor para efeitos de borda (GODAR; TIZADO; POKORNY, 2012). Já grandes propriedades possuem um número maior de estradas privadas cortando estas áreas. Assim, é necessário compreender os padrões de fragmentação da cobertura da vegetação nativa a fim de desenvolver estratégias para restabelecer a conectividade entre parcelas remanescentes entre si e com maiores áreas conservadas (SIQUEIRA et al., 2015).

6.2.5 Limitações

O presente trabalho utiliza uma modelagem de distribuição de propriedades (LUIZ et al., 2017) onde, para as áreas sem cobertura de nenhuma base oficial, os limites de cada propriedade podem diferir do que é realmente observado. Contudo, estas diferenças não devem afetar as conclusões deste trabalho, dado que são baseadas nas distribuições de tamanho de imóveis por setor censitário, que geralmente possuem um

tamanho de propriedade dominante (GODAR et al., 2014). Além disso, os resultados foram congruentes com estudos realizados anteriormente (ASSUNÇÃO et al., 2017; GODAR et al., 2014; RICHARDS; VANWEY, 2015; YANAI et al., 2016). Entende-se que o benefício desta metodologia – de auxiliar estudos sobre o meio rural incorporando diferentes bases de dados e cobrindo vazios geográficos – é maior do que as perdas inerentes à eliminação das sobreposições ou à imprecisão devido à simulação de imóveis rurais (LUIZ et al., 2017). A categoria de assentamento foge a esta imprecisão por ter sido totalmente baseada em dados oficiais do INCRA. Porém as categorias de assentamentos foram analisadas conjuntamente (para evolução de mudança de uso do solo por categorias de assentamentos, ver PERES & SCHNEIDER, 2012 e YANAI et al., 2016).

É importante observar que o presente estudo trabalha com análises pra a região da toda a Amazônia. Porém, o processo de agregar as decisões individuais em níveis locais pode estatisticamente esconder o que acontece em uma região. As trajetórias divergentes de desmatamento no nível local ocorrem no contexto de condições estruturais macro, mas são provenientes de decisões baseadas em condições locais específicas e em determinado arranjo histórico, cultural, institucional e ambiental. BRONDIZIO e MORAN (2012) argumentam que esta visão macroscópica pode ser útil, porque elimina o "ruído" de tantas unidades de tomada de decisão, contribuindo para a compreensão do impacto de políticas e mercados a nível macro sobre mudanças regionais no uso da terra. No entanto, não capta as formas diferenciadas pelas quais os atores respondem a políticas de macro escala no contexto local, e nem as soluções alternativas de uso da terra visíveis nesse nível de análise. Examinar estes processos em níveis sub-regionais pode ser essencial para reverter as trajetórias de desmatamento (BRONDIZIO; MORAN, 2012). A menor unidade amostral, neste caso, uma propriedade rural, possui uma maior variabilidade de respostas a macroprocessos do que conjuntos como assentamentos ou estados. Os processos que afetam o padrão espacial de uso do solo e consequentemente o desmatamento são nível-dependentes. A nível de propriedade, mudanças na composição e tamanho da família, acesso a capital e tecnologia, mudanças em oportunidades de mercado e metas de curto e longo prazo da família explicam a intensidade de desmatamento (WOOD; PORRO, 2002). Assim, nenhum grupo de ator (pequenas, médias e grandes propriedades e assentamentos) é um

grupo homogêneo que possui resposta uniforme à políticas e ao mercado (ALDRICH et al., 2006; WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000).

7 Conclusões e Recomendações

O Brasil é um exemplo internacional de políticas de conservação, dado seu sucesso em diminuir drasticamente as taxas de desmatamento na Amazônia, a maior floresta tropical do mundo. Isto foi atingido por meio de políticas públicas voltadas para maior monitoramento e planos setoriais. Recentemente o Brasil reforçou seu compromisso de reduzir o desmatamento com a NDC, em que se comprometeu a zerar o desmatamento ilegal até 2030. Por mais expressivos que sejam os resultados já alcançados, a redução de taxas de desmatamento atingiu um platô na última década, inclusive apresentando aumento nos últimos anos no desmatamento absoluto, mesmo em grandes polígonos – padrão estava em declínio constante desde 2005. Isto mostra duas coisas:

Primeiro, sugere uma redução da efetividade das políticas ambientais (BORNER et al., 2014). A pulverização do desmatamento, realizada em polígonos cada vez menores e mais difíceis de serem detectados por técnicas de sensoriamento remoto (RICHARDS et al., 2016), aumenta os custos marginais de atingir maiores reduções nas taxas de desmatamento, por dificuldades técnicas de monitoramento e maiores custos de operações no campo (BORNER et al., 2014; GODAR et al., 2014). Multas econômicas aplicadas pelos órgãos de fiscalização têm pouca relevância, já que menos de 1% das multas aplicadas são de fato pagas (BÖRNER et al., 2015), o que por sua vez, retorna menos recursos para os órgãos ambientais e instiga uma sensação de impunidade. Nisto entra a importância dos mecanismos de coerção alternativos, como os acordos setoriais e embargos econômicos (ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2012; NEPSTAD et al., 2014). A adaptação comportamental dos agentes é muito mais rápida do que a resposta governamental, especialmente dos atores mais capitalizados. Esse movimento é ilustrado pela mudança no padrão de desmatamento de grandes para pequenos polígonos. Os resultados apontam para o DETER ter sido responsável pela mudança da configuração de desmatamento observada, porém somente em 2016 um sistema de rápida temporalidade e de maior resolução foi lançado (INPE, 2016c). Contudo, ainda assim, uma parte significativa do desmatamento pode estar abaixo deste limiar, destacando a necessidade do foco em pequenos polígonos (ASSUNÇÃO et al., 2017).

Segundo, o aumento nas taxas de desmatamento e no desmatamento em grandes polígonos revela que estes desafios não foram completamente superados. Uma das razões que podem ser atribuídas a este aumento é o recente corte de recursos para os órgãos ambientais com a consequente redução de agentes de campo do IBAMA, que diminui as probabilidades de sanções e tem efeitos rápidos nas respostas dos atores (BÖRNER et al., 2015), com o aumento da retirada de cobertura florestal. Isto pode indicar que a redução observada ocorreu devido a um comportamento evitado dada a alta probabilidade de aplicação de sanções e não a uma transição para bases econômicas e produtivas sustentáveis pelos produtores rurais. A atual crise econômica brasileira e a retirada de recursos internacionais para a Amazônia são fatores que agravam o quadro de conservação do bioma a curto prazo.

Historicamente a maior parte do desmatamento foi de responsabilidade de grandes propriedades e, embora ainda contabilizem uma parte considerável, houve um crescimento da contribuição relativa por parte de assentamentos agrários na Amazônia. As modificações nas políticas específicas deste setor parecem não ter surtido o efeito desejado (SCHNEIDER; PERES, 2015), onde assentamentos de classes ‘ambiental’ não tiveram diferença nas taxas de desmatamento comparadas aos assentamentos tradicionais. Políticas de reforma agrária relativa às categorias ambientalmente diferenciadas e à criação de novos assentamentos devem considerar as vulnerabilidades que estes atores estão expostos, principalmente em áreas de alta pressão de expansão de fronteira. Dessa forma, futuros projetos devem favorecer localizações mais próximas aos centros urbanos, em detrimento de áreas isoladas e afastadas de estradas e infraestrutura em geral, para diminuir os danos ambientais dos assentamentos (TOURNEAU; BURSZTYN, 2010). Além disso, é imprescindível um sistema eficiente de assistência técnica aos assentados, com propostas adequadas às características locais.

Existe uma necessidade de manter os esforços de combate ao desmatamento ilegal, principalmente nas grandes propriedades detentoras do maior estoque florestal. Mas além das políticas comando e controle, foco deve ser dado a investimentos e mecanismos de incentivo a práticas de uso sustentável da terra. A última fase do PPCDAm possui foco nestes incentivos positivos, como REDD+ e Municípios Verdes, porém estes mecanismos, apesar de mostrarem resultados promissores (SCHNEIDER et al., 2015) necessitam de maior desenvolvimento e recursos. Oportunidades para

instrumentos inovadores que preservem a floresta em pé e promovam a restauração de áreas de passivos ambientais reside em um entrelaço de políticas com o CAR (AZEVEDO et al., 2017), onde a facilidade de monitoramento pode atuar junto a mecanismos além da aplicação de multas.

A incorporação da heterogeneidade de fatores, atores, uso do solo e modelos produtivos é essencial para uma boa compreensão do processo de mudança de uso do solo, contabilizando cada região de forma não uniforme (AGUIAR; CÂMARA; ESCADA, 2007). Este trabalho provê evidências de variabilidade de respostas à uma política que foi em sua maioria única e centralizada. A continuidade de redução do desmatamento esbarra na necessidade de formulação de políticas que incorporem essa heterogeneidade (espacial e de atores) para sua maior efetividade (ASSUNÇÃO et al., 2017; GODAR et al., 2014). Os padrões temporais de variabilidade descritos neste trabalho fornecem insumos importantes para o conhecimento destas heterogeneidades, destacando o papel diferenciado dos atores. A recomendação é que políticas futuras devem considerar as diferenças sub-regionais e os modelos produtivos com requisitos de conformidade alinhados com as capacidades e responsabilidades de cada ator.

Estudos futuros podem agregar o desmatamento espacialmente explícito com informações econométricas, buscando explicar e relacionar os padrões regionais. As informações advindas do CAR trazem um novo conjunto de dados de distribuição de propriedades, áreas de reservas legais e passivos ambientais, abrindo caminho para estudos que possibilitem maior compreensão das oportunidades de desenvolvimento sustentável na Amazônia.

Para alcançar o desmatamento ilegal zero, o Brasil ainda precisa de refinamentos em sua política ambiental. Em um contexto de diversidade entre os tipos de atores, é necessário não só entender quais instrumentos de política serão mais eficazes na promoção de modos de produção sustentáveis, mas também quais atores se beneficiariam mais com tais políticas (PACHECO, 2012). Essa políticas, por sua vez, necessitam de uma boa compreensão sobre estes atores, suas limitações, *drivers* e capacidades. É necessário desenvolver fórmulas mais inovadoras para apoiar os meios de subsistência dos assentados e de pequenos agricultores e as escolhas econômicas dos proprietários de terras de médio e grande porte de forma a incorporar as variabilidades

subregionais. Por conseguinte, é necessária uma aplicação mais forte das regulamentações ambientais alinhadas à nova configuração de desmatamento, que deve ser acompanhada por incentivos para promover práticas sustentáveis de uso do solo, e para incentivar a conservação da floresta. Isto pode ser alcançado por exemplo, por meio de pagamentos condicionais para conservação ou instrumentos baseados no mercado, que recompensem o cumprimento das regulações de uso da terra.

8 Referências bibliográficas

ABDALA, G. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal – PPCDAM – Documento de Avaliação 2004–2007**. Brasília, Brasil.

AGUIAR, A. P. D.; CÂMARA, G.; ESCADA, M. I. S. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. **Ecological Modelling**, v. 209, n. 2–4, p. 169–188, 2007.

ALDRICH, S. P. et al. Land-cover and land-use change in the Brazilian Amazon: Smallholders, ranchers, and frontier stratification. **Economic Geography**, v. 82, n. 3, p. 265–288, 2006.

ALENCAR, A. et al. Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: histórico, tendências e oportunidades. **IPAM - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia**, p. 93, 2016.

ALENCAR, A et al. Desmatamento na Amazônia: Indo Além da “Emergência Crônica”. **IPAM - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia**, n. JANUARY, p. 1–89, 2004.

ALMEIDA, C. A. DE et al. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5 / TM and MODIS data. v. 46, n. 3, p. 291–302, 2008.

ALVARENGA, M. **Decisões sobre o uso da terra em uma economia monetária da produção: uma abordagem pós-keynesiana do efeito indireto sobre o desmatamento na amazônia legal no período 2002-2011**. Universidade Federal Fluminense, 2014.

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

ALVES, D. S. et al. **The Changing Rates and Patterns of Deforestation and Land Use in Brazilian Amazonia** Amazonia and Global Change. Washington, 2007.

ANDERSEN, L. E. et al. The Dynamics of Deforestation and Economic Growth

in the Brazilian Amazon. **Canadian Journal of Agricultural Economics**, v. 52, p. 211–216, 2002.

ANGELSEN, A. Agricultural expansion and deforestation: Modelling the impact of population, market forces and property rights. **Journal of Development Economics**, v. 58, n. 1, p. 185–218, 1999.

ARAUJO, C. et al. Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 68, n. 8–9, p. 2461–2468, 2009.

ARIMA, E. Y. et al. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 6, n. 2, p. 24010, 2011.

ARIMA, E. Y. et al. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land Use Policy**, v. 41, p. 465–473, 2014.

ASSUNÇÃO, J. et al. Does Credit Affect Deforestation? Evidence from a Rural Credit Policy in the Brazilian Amazon. v. 55, n. January, p. 50, 2013.

ASSUNÇÃO, J. et al. Deforestation Scale and Farm Size: the Need for Tailoring Policy in Brazil. n. August, 2015.

ASSUNÇÃO, J. et al. Property-level assessment of change in forest clearing patterns: The need for tailoring policy in the Amazon. **Land Use Policy**, v. 66, n. January 2016, p. 18–27, 2017.

ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C.; ROCHA, R. Deforestation Slowdown in the Legal Amazon: Prices or Policies?: Executive Summary. **Climate Policy Initiative**, n. February, p. 5, 2012.

ASSUNÇÃO, J.; ROCHA, R. Getting Greener by Going Black : The Priority Municipalities in Brazil. n. August, p. 20, 2014.

AZEVEDO, A. A. et al. Cadastro Ambiental Rural e sua influência na dinâmica do desmatamento na Amazônia Legal. **Boletim Amazônia em Pauta**, v. 3, p. 1–16, 2014.

AZEVEDO, A. A. et al. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 201604768, 2017.

AZEVEDO, A. A.; REIS, T. N. P. Relatório de Atividades 2014 - Observatório

do Código Florestal. p. 29, 2014.

BAIÃO, P. et al. Cadastro Ambiental Rural nos estados da Amazônia. Primeiro Relatório de Monitoramento. p. 42, 2014.

BARBER, C. P. et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 177, p. 203–209, 2014.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 367–380, 2004.

BARONA, E. et al. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, p. 24002, 2010.

BARRETO, P. et al. Human Pressure in the Brazilian Amazon. **Imazon**, n. May, p. 1–6, 2005.

BARRETO, P.; PEREIRA, R.; ARIMA, E. **A Pecuária e o Desmatamento na Amazônia na Era das Mudanças Climáticas**. Belém: 2005

BARRRETO, P.; SILVA, D. **Will cattle ranching continue to drive deforestation in the Brazilian Amazon?** IMAZON, 2010

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 71–86, 2005.

BHATTARAI, M.; HAMMIG, M. Institutions and the environmental Kuznets Curve for deforestation: A crosscountry analysis for Latin America, Africa and Asia. **World Development**, v. 29, n. 6, p. 995–1010, 2001.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 2008.

BORNER, J. et al. Forest law enforcement in the Brazilian Amazon: Costs and income effects. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 294–305, 2014.

BÖRNER, J. et al. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1272–1282, 2010.

BÖRNER, J. et al. Post-crackdown effectiveness of field-based forest law enforcement in the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. 1–19, 2015.

BOWMAN, M. S. et al. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. **Land Use Policy**, v. 29, n. 3, p. 558–568, 2012.

BRADSHAW, C. J. A.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: A biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 2, p. 79–87, 2009.

BRANDÃO, A. O.; SOUZA, C. M. Mapping unofficial roads with Landsat images: a new tool to improve the monitoring of the Brazilian Amazon rainforest. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 1, p. 177–189, 2006.

BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. 2012.

BRIENEN, R. J. W. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344–8, 2015.

BRONDIZIO, E. S. et al. Small Farmers and Deforestation in Amazônia. **Geophysical Monograph Series 186**, v. 186, n. 9, p. 117–143, 2009.

BRONDIZIO, E. S.; MORAN, E. F. Level-dependent deforestation trajectories in the Brazilian Amazon from 1970 to 2001. **Population and Environment**, v. 34, n. 1, p. 69–85, 2012.

BROOKS, T. M. et al. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 909–923, 2002.

BROWDER, J. O.; PEDLOWSKI, M. A.; SUMMERS, P. M. Land use patterns in the Brazilian Amazon: Comparative farm-level evidence from Rondônia. **Human Ecology**, v. 32, n. 2, p. 197–224, 2004.

BROWN, J. C.; KOEPPE, M. Debates in the Environmentalist Community: The Soy Moratorium and the Construction of Illegal Soybeans in the Brazilian Amazon. **Environment and the Law in Amazonia: A Plurilateral Encounter**, p. 110–126, 2013.

- BROWN, L. R. et al. **Outgrowing the Earth**. Routledge, 2004.
- BUTCHART, S. H. M. et al. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 2010.
- CANADELL, J. G. et al. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 47, p. 18866–70, 2007.
- CARDOSO, F. C. Do confronto à governança ambiental: uma perspectiva institucional para a Moratória da Soja na Amazônia. p. 151, 2008.
- CARRERO, G. C.; FEARNSIDE, P. M. Forest clearing dynamics and the expansion of landholdings in Apu??, a deforestation hotspot on Brazil's Transamazon Highway. **Ecology and Society**, v. 16, n. 2, 2011.
- CARVALHO, G. et al. correspondence Sensitive development could protect Amazonia Did agriculture reduce How electricity could power the car of today. **Nature**, p. 2001, 2001.
- CASTRO, E. Dinâmica socioeconômica e desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 8, n. 2, p. 5–39, 2005.
- CHOMITZ, K. **At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction, and Environment in the Tropical Forests**. Washington, D.C.: The World Bank, 2006.
- CHOMITZ, K. M. et al. Viable Reserve Networks Arise From Individual Landholder Responses To Conservation Incentives. v. 11, n. 2, 2006.
- CHOMITZ, K. M. C.; THOMAS, T. S. T. DETERMINANTS OF LAND USE IN AMAZONIA : A FINE-SCALE SPATIAL ANALYSIS. v. 85, n. November, p. 1016–1028, 2003.
- CISNEROS, E.; ZHOU, S. L.; BÖRNER, J. Naming and shaming for conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 10, n. 9, p. 1–24, 2015.
- COCHRANE, M. A. et al. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed

canopy tropical forests. **Science (New York, N.Y.)**, v. 284, n. 5421, p. 1832–5, 1999.

COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1–4, p. 206–217, 2003.

CULAS, R. J. REDD and forest transition: Tunneling through the environmental Kuznets curve. **Ecological Economics**, v. 79, p. 44–51, 2012.

CUNHA, F. A. F. D. S. et al. The implementation costs of national forest conservation policies in Brazil. **Ecological Economics**, p. 1–24, 2015.

D.MYERS, M. Qualitative Research in Information Systems. **MISQ Discovery**, n. June, 1997.

D'ANTONA, Á. O.; VANWEY, L. K.; HAYASHI, C. M. Property size and land cover change in the Brazilian Amazon. **Population and Environment**, v. 27, n. 5–6, p. 373–396, 2006.

D'ANTONA, A.; VANWEY, L.; LUDEWIGS, T. Polarização da estrutura fundiária e mudanças no uso e na cobertura da terra na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 41, n. 2, p. 223–232, 2011.

DAMETTE, O.; DELACOTE, P. Unsustainable timber harvesting, deforestation and the role of certification. **Ecological Economics**, v. 70, n. 6, p. 1211–1219, 2011.

DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321–328, 2012.

DE ALENCAR, M. M. T. O trabalho do assistente social nas organizações privadas não lucrativas Mônica Maria Torres de Alencar Professora Adjunta da Faculdade de Serviço Social/UERJ. 2009.

DE VRIES, W. et al. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1151–1173, 2006.

DEFRIES, R. S. et al. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences(USA)**, v. 99, p. 14,256– 14,261, 2002.

DENNING, A. S.; TAKAHASHI, T.; FRIEDLINGSTEIN, P. Can a strong atmospheric CO₂ rectifier effect be reconciled with a “reasonable” carbon budget? **Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology**, v. 51, n. 2, p. 249–253, 1999.

DIAS, M.; FERREIRA, P. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal : uma análise da contribuição dos preços agrícolas e. 2011.

DIXON, R. K. et al. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185–190, 14 jan. 1994.

EWERS, R. M.; LAURANCE, W. F. Scale-dependent patterns of deforestation in the Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 33, n. 3, p. 203, 2006.

EWERS, R. M.; LAURANCE, W. F.; SOUZA, C. M. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 4, p. 303, 2008.

FARIA, W. R.; ALMEIDA, A. N. Relationship between openness to trade and deforestation: Empirical evidence from the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 121, p. 85–97, 2016.

FEARNSIDE, P. **Extractive Reservices in Brazilian Amazonia** *BioScience*, 1989. Disponível em: <<http://www.ibcperu.org/doc/isis/mas/9663.pdf>>

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. **Ambio**, v. 22, n. December 1992, p. 537–45, 1993.

FEARNSIDE, P. M. et al. Deforestation in Brazilian Amazonia : History , Rates and Consequences Deforestation in Brazilian Amazonia : History , Rates and Consequences. v. 19, n. 3, p. 1–14, 2005.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and Society**, v. 13, n. 1, 2008.

FEARNSIDE; P.; M. Fearnside , P . M . 2001 . Efeitos de uso de terra e manejo florestal no ciclo de carbono na Amazônia brasileira . pp . 173-196 In : V . Fleischresser (ed .) Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia , Ministério do Meio Ambiente ., 2001.

FERRAZ, S. F. DE B. et al. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: Assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, v. 204, n. 1, p. 67–83, 2005.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos avançados**, v. 19, n. 53, p. 157–166, 2005.

FIELD, C. B. Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. **Science**, v. 281, n. 5374, p. 237–240, 1998.

FOLEY, J. A et al. Amazonia loss of Amazon revealed: ecosystem Basin forest goods degradation and and in the The Ecological Society. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 25–32, 2007.

FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G.; MATSUMOTO, M. H. A adicionalidade do mecanismo de compensação de reserva legal da Lei 12.651/2012: Uma análise da oferta e demanda de Cotas de Reserva Ambiental. **Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei**, p. 125–158, 2016.

FURLEY, P. A. **The Future of Amazonia**. Macmillan ed. London: Palgrave Macmillan UK, 1990. v. 1

GARDA, A. A.; DA SILVA, J. M. C.; BAIÃO, P. C. Biodiversity conservation and sustainable development in the Amazon. **Systematics and Biodiversity**, v. 8, n. 2, p. 169–175, 2010.

GEBARA, M.; AGRAWAL, A. Beyond Rewards and Punishments in the Brazilian Amazon: Practical Implications of the REDD+ Discourse. **Forests**, v. 8, n. 3, p. 66, 2017.

GEBARA, M.; THUAULT, A. GHG Mitigation In Brazil's Land Use Sector: An Introduction to the Current National Policy Landscape. **Wri.Org**, n. December, p. 1–24, 2013.

GEDNEY, N.; VALDES, P. J. The effect of Amazonian deforestation on the northern hemisphere circulation and climate. **Geophysical Research Letters**, v. 27, n. 19, p. 3053–3056, 1 out. 2000.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. **BioScience**, v. 52, n. 2, p. 143, 2002.

GIBBS, B. H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377–378, 2015a.

GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 38, p. 16732–7, 2010.

GIBBS, H. K. et al. Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? **Conservation Letters**, v. 9, n. February, p. 32–42, 2015b.

GODAR, J. et al. Typology and Characterization of Amazon Colonists: A Case Study Along the Transamazon Highway. **Human Ecology**, p. 1–17, 2012.

GODAR, J. et al. Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 23, p. E3089–E3089, 9 jun. 2014.

GODAR, J.; TIZADO, E. J.; POKORNY, B. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 58–73, 2012.

GTS. Moratória da Soja: Safra 2015/2016. 2016

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon: A Panel Data Analysis for the 2000s. **Environmental and Resource Economics**, v. 54, n. 4, p. 471–494, 2013.

HECHT, S. B. the Logic of Livestock in Amazonia Deforestation macroeconomic context , and individual economic strategies. **Bioscience**, v. 43, n. 10, p. 687–695, 1993.

HOUGHTON, R. A. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, n. 6767, p. 301–304, 2000.

IMAFLOA. 10 ANOS DA MORATÓRIA DA SOJA NA AMAZÔNIA : História, impactos e a expansão para o Cerrado. 2017.

INPE. **INPE e Serviço Florestal firmam parceria para monitorar concessões.** Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=2250>.

INPE. **PROJETO PRODES: MONITORAMENTO DA FLORESTA AMAZÔNICA BRASILEIRA POR SATÉLITE.** Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>>. Acesso em: 22 dez. 2016a.

INPE. **INPE aprimora sistema de alerta de desmatamento na Amazônia.** Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=4172>. Acesso em: 22 dez. 2016b.

INPE. **DETER-B.** Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/deterb.php>.

IPEA; GIZ; CEPAL. **Avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal -PPCD Am 2007 a 2010.** 2011 Disponível em: <http://www.cepal.org/dmaah/publicaciones/sinsigla/xml/7/45887/IPEA_GIZ_Cepal_2011_Avaliacao_PPCDAm_2007-2011_web.pdf>.

JANSSENS, I. A. Europe's Terrestrial Biosphere Absorbs 7 to 12% of European Anthropogenic CO₂ Emissions. **Science**, v. 300, n. 5625, p. 1538–1542, 2003.

JUSYS, T. Fundamental causes and spatial heterogeneity of deforestation in Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 75, p. 188–199, 2016.

KAIMOWITZ, D. et al. **Hamburger connection fuels Amazon destruction : cattle ranching and deforestation in Brazil's Amazon.** Bangor, Indonesia: 2002.

KAMAL, S.; GRODZIŃSKA-JURCZAK, M.; BROWN, G. Conservation on private land: a review of global strategies with a proposed classification system. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 4, p. 576–597, 2014.

KAMAL, S.; GRODZINSKA-JURCZAK, M.; KASZYNSKA, A. P. Challenges and opportunities in biodiversity conservation on private land: an institutional perspective from Central Europe and North America. **Biodiversity and Conservation**,

v. 24, n. 5, p. 1271–1292, 2015.

KOHLHEPP, G. Conflitos de interesse no ordenamento territorial da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 37–61, 2002.

L'ROE, J. et al. Mapping properties to monitor forests: Landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 57, p. 193–203, 2016.

LA PORTA, R. et al. The Quality of Government. **New York Working Paper Series**, v. Working Pa, 1999.

LAURANCE, W. F. et al. Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, 1998.

LENTINI, M.; VERÍSSIMO, A.; PEREIRA, D. A Expansão Madeireira na Amazônia. **O Estado da Amazonia**, n. Tabela 1, p. 4, 2005.

LIMA, A.; CAPOBIANCO, J. P. R.; MOUTINHO, P. **Desmatamento na Amazônia: Medidas e efeitos do Decreto Federal 6.321/07**. 2009.

LIMA, L. S. L. S. et al. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: Implications for the provision of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 261–274, 2014.

LIU, J. et al. Systems integration for global sustainability. **Science**, v. 347, n. 6225, p. 1258832, 2015.

LIVERMAN, D. M.; CUESTA, R. MA. R. High spatial resolution data acquisition for the geosciences: kite aerial photography. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, n. August, p. 155–161, 2009.

LLOYD, J.; FARQUHAR, G. D. The CO₂ dependence of photosynthesis , plant growth responses to elevated atmospheric CO₂ concentrations and their interaction with soil nutrient status . I . General principles and forest ecosystems. v. 10, n. 1, p. 4–32, 2012.

LORENA, R. B.; LAMBIN, E. F. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. **Applied Geography**, v. 29, n. 2, p. 171–181, 2009.

LOUREIRO, V. R.; PINTO, J. N. A. A questão fundiária na Amazônia. **Estudos**

Avançados, v. 19, n. 54, p. 77–98, 2005.

LUDEWIGS, T. et al. Agrarian Structure and Land-cover Change Along the Lifespan of Three Colonization Areas in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 37, n. 8, p. 1348–1359, 2009.

LUI, G. H. Ocupação humana e transformação da paisagem na Amazônia brasileira. **Universidade de São Paulo**, p. 134, 2008.

LUIZ, F. et al. NOTA TÉCNICA : MALHA FUNDIÁRIA DO BRASIL. 2017.

MACEDO, M. N. et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341–1346, 2012.

MAGALHÃES, A. S.; DOMINGUES, E. P. Desmatamento e a contribuição econômica da floresta. v. 46, p. 499–531, 2016.

MAHAR, D. J. **Government policies and deforestation in Brazil's Amazon region**. World Bank, 1989.

MALHI, Y. et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science (New York, N.Y.)**, v. 319, n. 5860, p. 169–72, 2008.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. v. 80, 2002

MARQUESINI, M. et al. **Desmatamento na Amazônia: O leão acordou. Uma análise do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazonia Legal**. São Paulo, Greenpeace, 2008.

MASLIN, M. et al. New views on an old forest: Assessing the longevity, resilience and future of the Amazon rainforest. **Transactions of the Institute of British Geographers**, v. 30, n. 4, p. 477–499, 2005.

MATTOS, M.; UHL, C. Economic and ecological perspective of ranching in the Eastern Amazon. **World Development**, v. 22, n. 2, 1994.

MERTENS, B. et al. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: The case of São Félix do Xingu in South Pará **Agricultural Economics**, v. 27, n. 3, p. 269–294, 2002.

MERTENS, B. et al. Contrasted land use and development trajectories in the Brazilian Amazon. **Bois et forêts des tropiques**, v. 280, n. 2, p. 17–27, 2004.

MICHALSKI, F.; PAUL, J.; PERES, C. A. Rural property size drives patterns of upland and riparian forest retention in a tropical deforestation frontier. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 4, p. 705–712, 2010.

MMA. **Lista de Municípios Prioritários da Amazônia**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/florestas/control-e-prevencao-do-desmatamento/plano-de-acao-para-amazonia-ppcdam/lista-de-municipios-prioritarios-da-amazonia>>.

MMA. **Download de Dados Geográficos**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>.

MMA. **Serviço Floresta Brasileiro- Módulo de Relatórios**. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/modulo-de-relatorios>>.

MORAN, E. F. et al. Integrating Amazonian Vegetation, Land-Use, and Satellite Data. **BioScience**, v. 44, n. 5, p. 329–338, 1994.

MORTON, D. C. et al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 39, p. 14637–14641, 2006.

MOUTINHO, P.; GUERRA, R.; AZEVEDO-RAMOS, C. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 4, p. 125, 2016.

NEPSTAD, D. et al. Avança Brasil: os custos ambientais para a Amazônia. **Journal of Climate**, p. 23, 2000.

NEPSTAD, D. et al. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 3, p. 395–407, 2001.

NEPSTAD, D. et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 65–73, 2006.

NEPSTAD, D. et al. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 326, n. 5958, p. 1350–1351, 4 dez. 2009.

NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and

interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–23, 2014.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 1997, p. 505–508, 1999.

NOBRE, C.A; NOBRE, A. D. balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 81–90, 2002.

NOBRE, A. D. O futuro climático da Amazônia: relatório de avaliação científica. **Imguol.Com**, p. 42, 2014.

OLIVEIRA, R. C. **Curva de kuznets ambiental para a amazônia legal**. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2009.

OLIVEIRA, R. Q.; CARLEIAL, L. M. DA F. Desenvolvimento amazônico: uma discussão das políticas públicas do estado brasileiro. p. 2007–2011, 2011.

OLIVEIRA, L. DE; MACHADO, R.; MACHADO, L. D. O. R. Desflorestamento na amazônia brasileira: ação coletiva, governança e governabilidade em área de fronteira. **Sociedade e Estado**, v. 24, n. 1, p. 115–147, 2009.

OMETTO, J. P.; AGUIAR, A. P. D.; MARTINELLI, L. A. Amazon deforestation in Brazil: effects, drivers and challenges. **Carbon Management**, v. 2, n. 5, p. 575–585, 2011.

PACHECO, P. Populist and capitalist frontiers in the Amazon: diverging dynamics of agrarian and land-use change. n. May, p. 327, 2005.

PACHECO, P. Smallholder Livelihoods , Wealth and Deforestation in the Eastern Amazon. p. 27–41, 2009a.

PACHECO, P. Agrarian Reform in the Brazilian Amazon: Its Implications for Land Distribution and Deforestation. **World Development**, v. 37, n. 8, p. 1337–1347, 2009b.

PACHECO, P. Actor and frontier types in the Brazilian Amazon: Assessing interactions and outcomes associated with frontier expansion. **Geoforum**, v. 43, n. 4, p. 864–874, 2012.

PERES, C. A.; SCHNEIDER, M. Subsidized agricultural resettlements as drivers of tropical deforestation. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 65–68, 2012.

PFAFF, A. et al. Protected areas?impacts on Brazilian Amazon deforestation: Examining conservation - Development interactions to inform planning. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, p. 1–17, 2015.

PFAFF, A. S. P. What Drives Deforestation in the Brazilian Amazon? **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 37, n. 1, p. 26–43, 1999.

PPCDAM. Plano de Acao para a Prevencao e Controle do Desmatamento na Amazonia Legal (PPCDAm) 1 Fase. . 2004, p. 156.

PPCDAM. **Plano de ação para a prevenção e o controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM) 4 fase**. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80120/PPCDAm/_FINAL_PPCDAM.PDF>.

PRATES, R. C. O desmatamento desigual na Amazônia brasileira: sua evolução, suas causas e conseqüências sobre o bem-estar. p. 160, 2008.

RAJÃO, H. et al. Monitoring birds in the Atlantic Forest: A proposal for the Brazilian protected areas. **Natureza a Conservacao**, v. 12, n. 1, p. 86–88, 2014.

RAJÃO, R.; MOUTINHO, P.; SOARES, L. The Rights and Wrongs of Brazil's Forest Monitoring System. **Conservation Letters**, 2017.

REIS, E.; MARGULIS, S. Options for slowing Amazon jungle clearing. **Global Warming: Economic policy responses**, 1991.

RICHARDS, P. et al. Are Brazil's Deforesters Avoiding Detection? **Conservation Letters**, 2016.

RICHARDS, P. D. et al. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 454–462, 2012.

RICHARDS, P. D.; VANWEY, L. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. **Nature Climate Change**, n. November, 2015.

RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: Uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 41–66, 2009.

RODRIGUES-FILHO, S. et al. Election-driven weakening of deforestation control in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 43, p. 111–118, 2015.

RODRIGUES, R. L. V. Análise dos Fatores Determinantes do Desflorestamento na Amazônia Legal. p. 249, 2004.

ROSA, I. M. D.; SOUZA, C.; EWERS, R. M. Changes in Size of Deforested Patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 26, n. 5, p. 932–937, 2012.

RUDORFF, B. F. T. et al. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 3, n. 1, p. 185–202, 2011.

SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 9, p. 2–7, 2007.

SANT'ANNA, A. A. Land inequality and deforestation in the Brazilian Amazon. **Environment and Development Economics**, p. 1–25, 2016.

SCHNEIDER, C. et al. Small-scale farmers ' needs to end deforestation: insights for REDD + in São Felix do Xingu (Pará , Brazil). **International Forestry Review**, v. 17, p. 124–142, 2015.

SCHNEIDER, M.; PERES, C. A. Environmental costs of government-sponsored agrarian settlements in Brazilian Amazonia. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, p. 1–23, 2015.

SCHNEIDER, R. et al. **Sustainable Amazon. Limitation and opportunities for rural development.**

SCHNEIDER, R. R. **Government and the Economy on the Amazon Frontier.** Washington, D.C.: The World Bank, 1995.

SCOUVART, M. et al. Causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a qualitative comparative analysis. **Journal of Land Use Science**, v. 2, n. 4, p. 257–282, 2008.

SILVA, R. G. C. Espaço, Sociedade e Natureza em Rondônia. **Revista Geoamazônia**, v. 1, n. 2, p. 144–165, 2014.

SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: **The Amazon.** Springer Netherlands, 1984. p. 127–165.

SIQUEIRA, A. et al. The role of private rural properties for conserving native

vegetation in Brazilian Southern Amazonia. **Regional Environmental Change**, n. AUGUST, p. 1–12, 2015.

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

SOARES-FILHO, B. S. et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 11, p. 10821–10826, 2010.

SOBRAL, L. et al. **Acertando o alvo 2: consumo de madeira amazônica e certificação florestal no Estado de São Paulo**. IMAZON, IMAFLORA e Amigos da Terra: Imazon. Belém, 2002.

SONG, X. P. et al. Annual carbon emissions from deforestation in the Amazon basin between 2000 and 2010. **PLoS ONE**, v. 10, n. 5, p. 1–21, 2015.

TOURNEAU, F. LE; BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia : contradições entre a política agrária e a política ambiental. p. 111–130, 2010.

TRITSCH, I.; LE TOURNEAU, F.-M. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. **Applied Geography**, v. 76, p. 163–172, 2016.

VERA-DIAZ, M. C.; KAUFMANN, R. K.; NEPSTAD, D. C. The environmental impacts of soybean expansion and infrastructure development in Brazil's Amazon Basin. **Global Development and Environment Institute**, v. 9, n. 5, p. 21, 2009.

VERBURG, R. et al. The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. **Land Use Policy**, v. 37, p. 14–26, 2014.

VERWEIJ, P. et al. **Keeping the Amazon Standing: a Matter of Values**. The Netherlands:2009.

WALKER, R. et al. Land Use and Land Cover Change in Forest Frontiers: The Role of Household Life Cycles. **International Regional Science Review**, v. 25, n. 2, p. 169–199, 1 abr. 2002.

WALKER, R.; MORAN, E.; ANSELIN, L. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes. **World Development**, v. 28, n. 4, p. 683–699, 2000.

WALKER, R. T.; HOMMA, A. K. O. Land use and land cover dynamics in the Brazilian Amazon: An overview. **Ecological Economics**, v. 18, n. 1, p. 67–80, 1996.

WOOD, C. H.; PORRO, R. **Deforestation and Land Use in the Amazon**. Florida, v.48, 2002

YANAI, A. M. et al. Deforestation and Carbon Stock Loss in Brazil??s Amazonian Settlements. **Environmental Management**, p. 1–17, 2016.

APÊNDICE A - Tabelas Estaduais

Tabela A1- Distribuição das propriedades privadas analisadas por estado

	Acre	Amazonas	Amapá	Maranhão	Mato Grosso	Pará	Rondônia	Roraima	Tocantins	Total
Pequenas Propriedades										
Número de Propriedades	11196	27692	1017	26529	46534	103998	69677	3583	3743	293969
Área Ocupada (km ²)	15614.5	30978.4	891.5	22058.2	53373.3	90150.2	55911.1	5819.9	5148.8	279946.1
% da Área Privada do Estado	68.3	60.9	37.9	80.6	66.5	72.9	62.2	51.6	61.2	13.3
Tamanho Médio das Propriedades (km ²)	1.4	1.1	0.9	0.8	1.1	0.9	0.8	1.6	1.4	1.0
Médias Propriedades										
Número de Propriedades	4160	8668	736	4431	12634	22051	6999	2206	1936	63821
Área Ocupada (km ²)	28786.4	63656.6	3869.1	19701.9	90256.0	108524.1	27428.6	15188.1	11229.5	368640.5
% da Área Privada do Estado	25.4	19.1	27.4	15.0	18.1	15.5	6.3	31.8	31.7	17.5
Tamanho Médio das Propriedades (km ²)	6.9	7.3	5.3	4.4	7.1	4.9	3.9	6.9	5.8	5.8
Grandes Propriedades										
Número de Propriedades	773	7008	843	384	5678	5952	1791	1010	294	23733
Área Ocupada (km ²)	29824.1	532106.5	23299.0	14538.8	223996.0	230990.7	37687.5	40592.9	7607.8	1140643.2
% da Área Privada do Estado	4.7	15.4	31.4	16.0	8.1	4.2	1.6	14.5	4.8	54.3
Tamanho Médio das Propriedades (km ²)	38.6	75.9	27.6	37.9	39.4	38.8	21.0	40.2	25.9	48.1
Assentamentos										
Número de Propriedades	256	2124	86	1564	5092	10573	33474	143	143	53455
Área Ocupada (km ²)	18332.1	78875.1	11807.9	13567.4	27807.2	124026.3	23125.5	11971.8	3584.3	313097.6
% da Área Privada do Estado	1.6	4.7	3.2	17.0	7.3	7.4	29.9	2.1	2.3	14.9
Tamanho Médio das Propriedades (km ²)	71.6	37.1	137.3	8.7	5.5	11.7	0.7	83.7	25.1	5.9

Tabela A2- Desmatamento Evitado por ator no período 2005-2015 se as taxas de desmatamento se mantivessem na média histórica 1996-2005. Esses dados correspondem à *Figura 6*.

	2005		2006		2007		2008		2009	
	PRODES	GFC								
Pequenas Propriedades	0	0	2,501	1,499	2,606	2,120	2,252	2,601	3,166	4,028
Médias Propriedades	0	0	3,463	1,622	3,557	2,609	3,069	3,192	4,315	4,095
Grandes Propriedades	0	0	5,150	2,398	5,258	4,157	5,221	4,456	6,242	5,463
Assentamentos	0	0	4,013	1,934	4,249	2,999	4,489	3,699	8,304	5,302
<hr/>										
Desmatamento Real	20,189	22,613	9,299	16,861	9,594	13,264	11,099	12,063	5,000	8,015
Desmatamento sem Redução	22,613	20,189	24,426	24,315	25,149	25,264	26,011	26,131	26,903	27,027
<hr/>										
	2010		2011		2012		2013		2014	
	PRODES	GFC								
Pequenas Propriedades	3,809	3,210	3,842	4,305	3,859	3,306	3,587	4,162	3,731	3,997
Médias Propriedades	5,230	3,670	5,360	4,557	5,195	4,340	5,379	5,628	6,135	5,438
Grandes Propriedades	6,013	5,055	6,895	6,625	8,117	6,719	8,632	7,548	8,668	7,469
Assentamentos	7,813	4,271	8,034	5,263	9,117	5,950	8,848	7,161	9,196	6,429
<hr/>										
Desmatamento Real	5,089	11,620	4,781	8,031	3,617	9,454	4,485	6,290	4,485	6,290
Desmatamento sem Redução	27,826	27,954	28,781	28,913	29,768	29,904	30,789	30,930	31,845	31,991

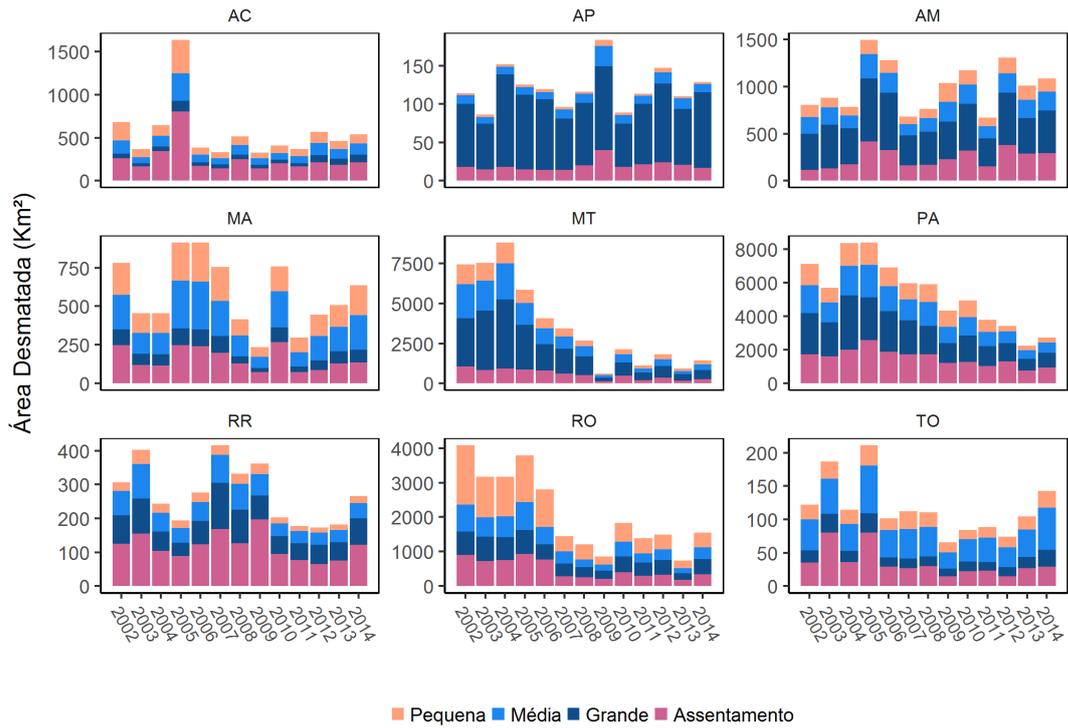


Figura A1- Desmatamento absoluto por ator nos estados da Amazônia de 2002- 2014, com dados do GFC

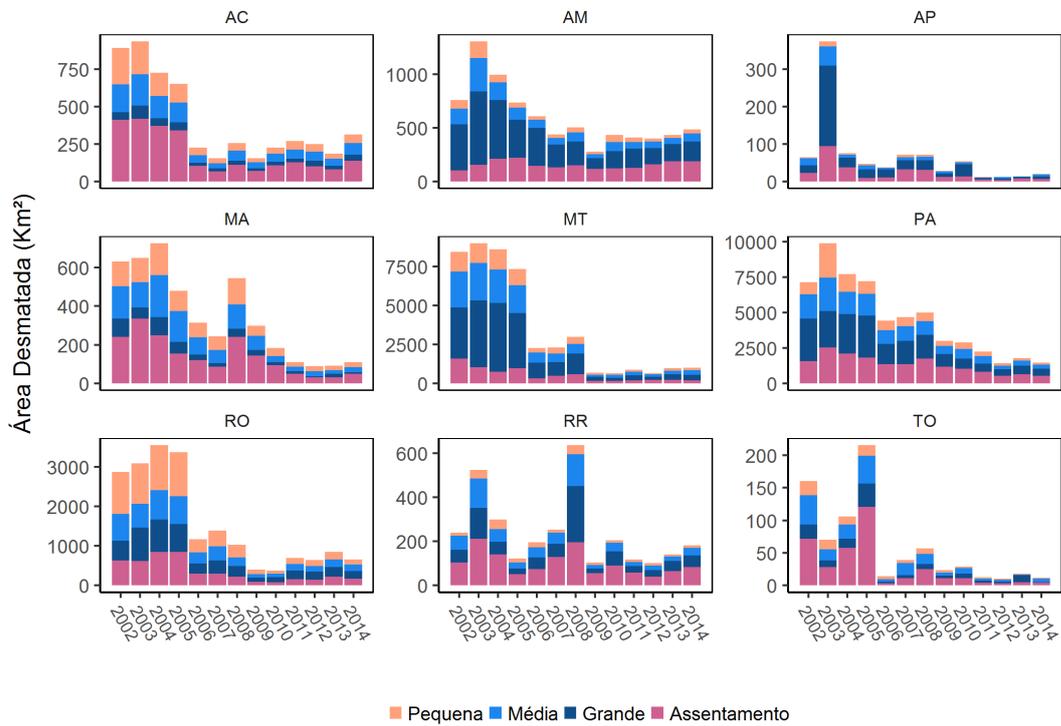


Figura A2- Desmatamento absoluto por ator nos estados da Amazônia de 2002- 2014, com dados do PRODES GFC

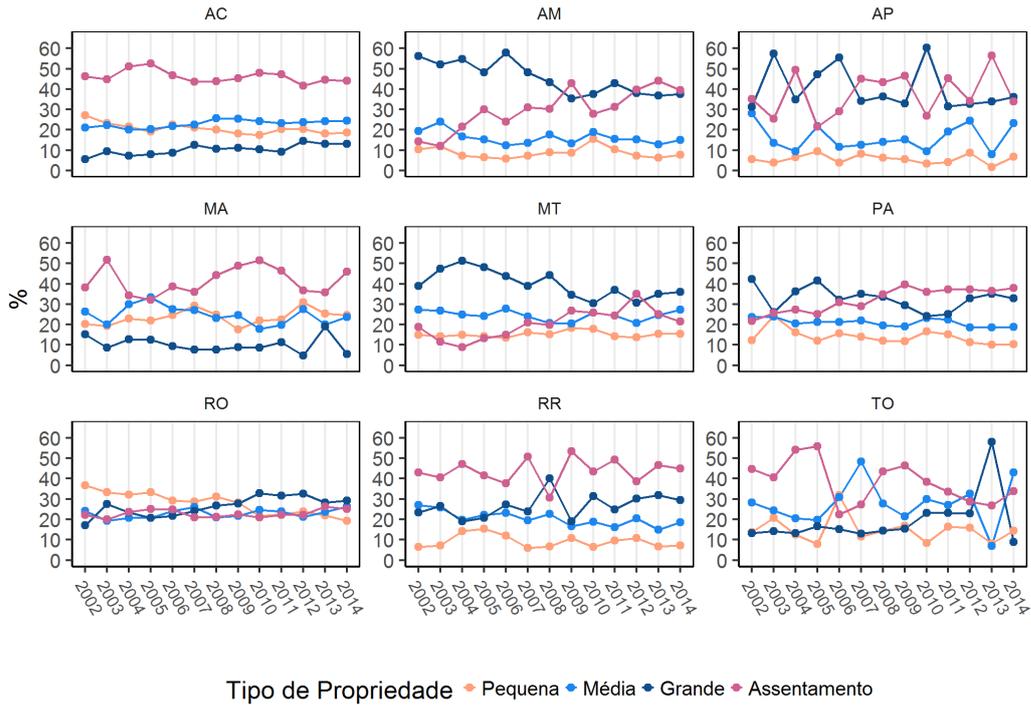


Figura A3- Contribuição relativa por ator para o desmatamento anual nos estados da Amazônia de 2002-2014, dados do PRODES.

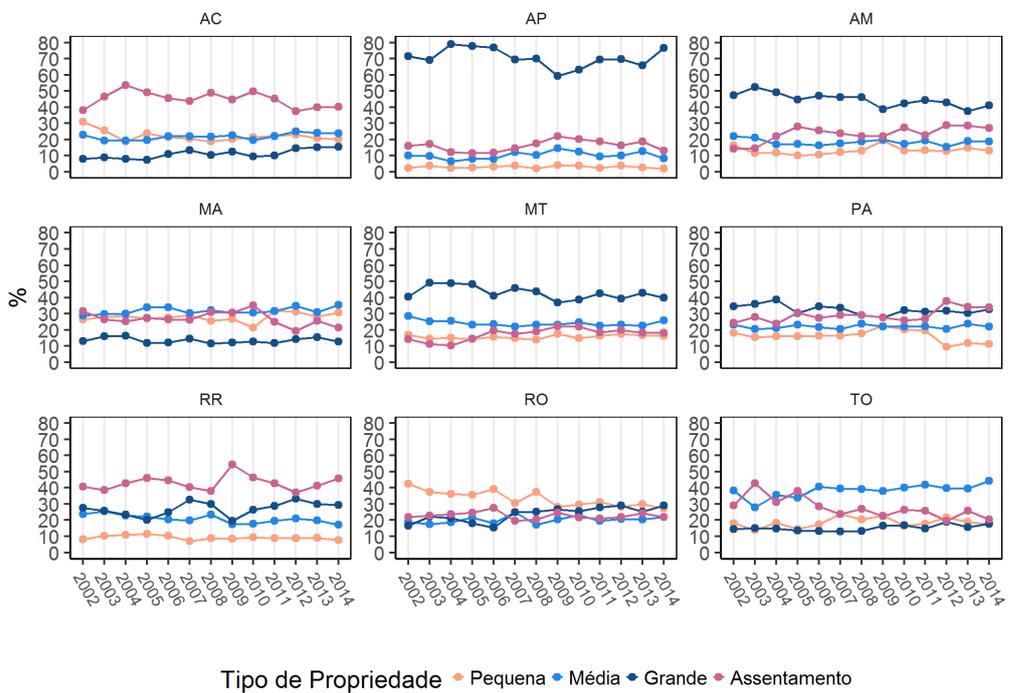


Figura A4- Contribuição relativa por ator para o desmatamento anual nos estados da Amazônia de 2002-2014, dados do GFC

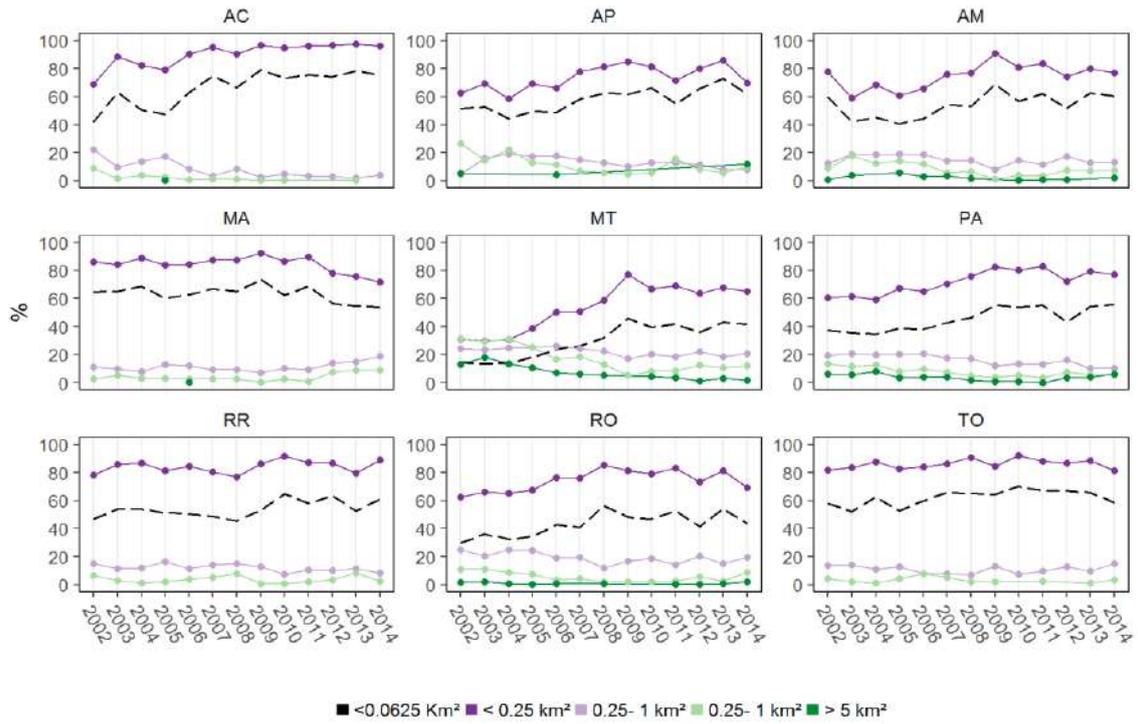


Figura A5- Desmatamento por tamanho de polígono por estado da Amazônia no período de 2002-2014 com dados do GFC.

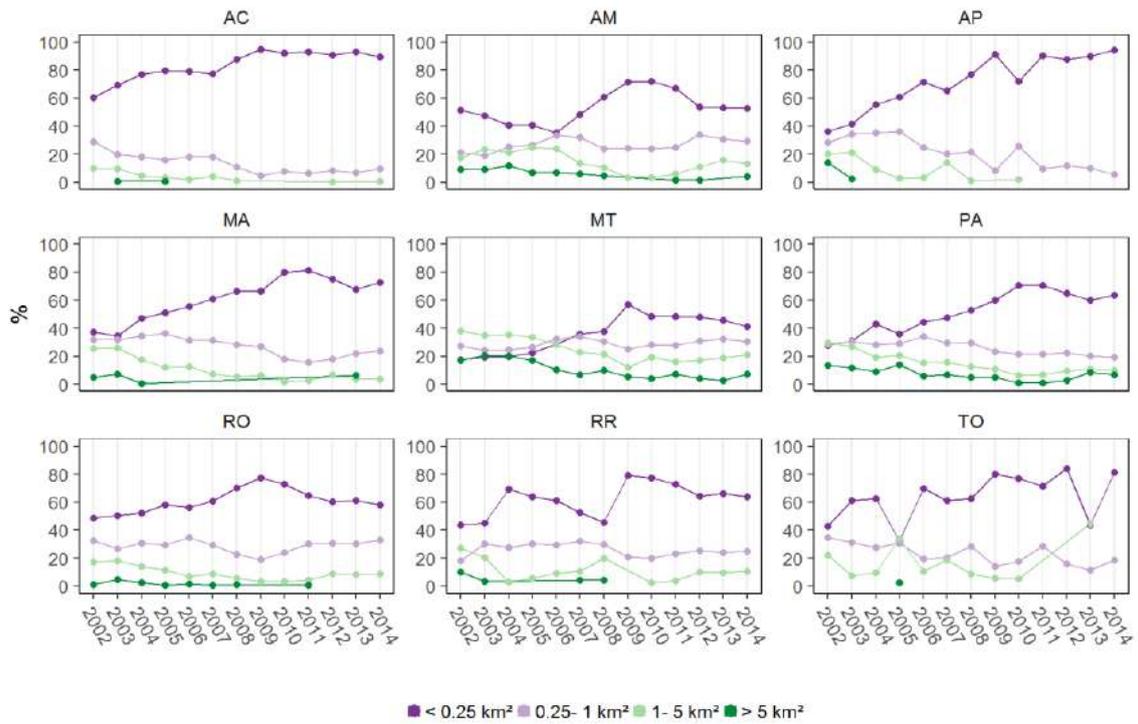


Figura A6- Desmatamento por tamanho de polígono por estado da Amazônia no período de 2002-2014 com dados do PRODES

