UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA FÍSICA

Áreas Protegidas habitadas por populações tradicionais e povos indígenas
como barreira ao desmatamento na Amazônia Legal

MARCELO HIDEKI YAMANE

São Paulo
2019

MARCELO HIDEKI YAMANE

Áreas Protegidas habitadas por populações tradicionais e povos indígenas
como barreira ao desmatamento na Amazônia Legal

Dissertação de mestrado
apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Geografia Física, da
Faculdade de Filosofia, Letras e
Ciências Humanas, da Universidade
de São Paulo, como requisito para
obtenção do título de Mestre em
Geografia

Orientadora: Profa. Dra. Sueli Ângelo
Furlan

Coorientador: Prof. Dr. Ricardo Sartorello

São Paulo
2019

Nome: Yamane, Marcelo Hideki

Título: Áreas Protegidas habitadas por populações tradicionais e povos indígenas como barreira ao desmatamento na Amazônia Legal

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Geografia

Aprovado em: ____ / ____ / ____

Banca Examinadora

Prof.(a) Dr.(a): _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Prof.(a) Dr.(a): _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Prof.(a) Dr.(a): _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Agradecimentos

Este trabalho não teria acontecido sem a contribuição de diversas pessoas. Primeiramente, agradeço à minha família, em especial à minha mãe Luiza e meu pai Jorge e minha irmã Larissa, sem os quais certamente não teria chegado até aqui. Agradeço também à minha avó, tios e tias, que foram pais e mães na ausência dos meus. Agradeço aos meus primos Ka e Gi e à minha tia Marley, por me receberem tão bem quando estive em Nova York. E à minha prima Mari, pela hospitalidade no Ceará.

À minha namorada, Bia, pelo companheirismo e compreensão durante todo o processo, por todo apoio que sempre me deu, que sempre me motivou a continuar. Agradeço à minha orientadora, profa. Sueli, que prontamente aceitou a ideia da nossa pesquisa, cuja animação contagia a todos e a quem – nunca falei diretamente – sempre admirei em silêncio. Agradeço a orientação, o apoio nas horas difíceis e apoio para viabilizar minha viagem.

Ao Ricardo Sartorello, a quem não sei como agradecer, porque além da amizade, foi coorientador da pesquisa, sendo parte essencial do processo como um todo e que me acolheu no Labmap como se fosse seu próprio aluno. Meu muito obrigado.

Aos amigos e amigas do Labmap, em especial à Bia, Fabi, Ana, Murillo, Mônica, Anne, Wallace, Tiago e Nicole, por me receberem tão bem, por todo apoio e amizade. E aos amigos do Laboratório de Clima, em especial ao Rogério, Waldir e Alex.

Aos professores Miltinho e Lígia (que também ajudou a viabilizar o estágio em Nova York), pelas dicas e sugestões, que contribuíram para enriquecer o trabalho. E à Júlia, que nos recebeu em Rio Claro.

Ao prof Chris, que gentilmente me recebeu na Universidade de Columbia, e que dedicou seu tempo para que eu pudesse aprimorar as análises e desenvolvesse mais meu pouco conhecimento nesse mundo do sensoriamento remoto.

Aos meus amigos e amigas de vida e Geografia, que ajudaram a deixar tudo mais leve: Leon, Caio, Marlon, Raquel, Bird (que me ajudou também com as traduções), Ju, Sarah, Álvaro, Ferreira, Maza, Pedro, Bárbara, Aline, Ana Clara, Patrícia e Tooru. À Cida, Fermino e Rosângela, da secretaria da pós, por toda assistência.

À Capes (CNPQ) pelo apoio financeiro, que foi muito importante para que eu me dedicasse à pesquisa. E à USP, pelas incríveis experiências que me proporcionou. Espero que não tenha injustamente esquecido ninguém. Se sim, minhas desculpas!

Resumo

As taxas de desmatamento na Amazônia Legal têm crescido nos últimos anos, resultado de questões econômicas, políticas e sociais. O problema ganha destaque por conta da diversidade biológica e cultural da floresta amazônica e pela sua importância no contexto das mudanças climáticas. O problema é enfrentado por diversas frentes, o que inclui a criação e fortalecimento de Áreas Protegidas. Dentre as diversas modalidades, há aqueles que são críticos às modalidades que permitem a moradia de humanos. No entanto, povos indígenas e populações tradicionais são conhecidos pela relação específica que têm com o território, o que pode significar que esses grupos contribuem para a conservação da floresta. O objetivo do trabalho foi verificar se os territórios habitados por comunidades tradicionais (Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas) e povos indígenas (Terras Indígenas) poderiam ser considerados ainda hoje como barreira ao desmatamento na Amazônia Legal. Para isso, nos focamos na relação espaço-temporal dessas áreas e entorno, a fim de verificar se as principais alterações ocorriam fora ou dentro dessas Áreas Protegidas. Utilizamos técnicas de sensoriamento remoto baseadas em estatística de pixel para imagens MODIS, em uma série histórica que vai de 2000 a 2018, totalizando 427 imagens. Calculamos a média, desvio padrão e desvio médio absoluto dos pixels e, depois, realizamos a subtração das médias, a fim de identificar as áreas que perderam vegetação no período analisado. Também aplicamos um modelo linear de mistura espectral em imagens Landsat, a fim de verificar a precisão de nossa análise. Nossos resultados sugerem de forma didática e clara que essas áreas ainda funcionam como barreira ao desmatamento para a escala analisada.

Abstract

Deforestation rates in Legal Amazon have increased in recent years as a result of economic, political and social issues. The problem is highlighted because of the Amazon rainforest biological and cultural diversity and its importance in the context of climate change. The problem is faced on many fronts, including the creation and strengthening of Protected Areas. Among the many possibilities, there are those that are critical to the modalities of Protected Areas that allow humans to live. However, indigenous peoples and traditional populations are known for their specific relationship with their territory, which may mean these groups contribute to forest conservation. The objective of this work was to verify if the territories inhabited by traditional communities (Sustainable Development Reserves and Extractive Reserves) and indigenous peoples (Indigenous Lands) could still be considered today as a barrier to deforestation in Legal Amazon. For this, we focus on the spatiotemporal patterns of these areas and surroundings, in order to verify if the main changes occurred outside or within these Protected Areas. We used remote sensing statistical pixel-based techniques for MODIS images in a historical series from 2000 to 2018, totaling 427 images. We calculated pixels mean, standard deviation and absolute mean deviation and then subtracted the means in order to identify if the areas lost vegetation in the analyzed period. We also applied a linear spectral mixture model to Landsat images to verify the accuracy of our analysis. Our results suggest that these areas still function as a barrier to deforestation for the analyzed scale in a didactic and clear way.

Índice de figuras

Figura 1: Desmatamento acumulado na Amazônia Legal até 2018	16
Figura 2: Área das Terras Indígenas na Amazônia Legal. Fonte: FUNAI.....	20
Figura 3: Área das RDS e RESEXs na Amazônia Legal.....	20
Figura 4: Taxa de desmatamento na Amazônia Legal.....	24
Figura 5: Evolução temporal de classes de uso da terra para o bioma da floresta amazônica: a) área de floresta entre 1985 e 2017; b) área de agricultura entre 1985 e 2017; c) área de pastagem entre 1985 e 2017; d) área de mineração entre 1985 e 2017.....	25
Figura 6: Desmatamento acumulado na Amazônia Legal até 2018, Terras Indígenas e RESEX ou RDS.....	30
Figura 7: (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001 (b) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2017 e 2018. Podemos observar áreas consistentemente vegetada (verde), áreas densamente vegetadas com grande variabilidade (branco) e grande variabilidade com pouca vegetação (magenta).....	40
Figura 8: Histograma da composição RGB das imagens. (a) fração Red; (b) fração Green; (c) fração Blue.....	42
Figura 9: Subtração da média do ano hidrológico de 2018-2017 menos o ano hidrológico de 2001-2000. Observamos áreas em que houve perda de vegetação (preto) e áreas em que houve aumento (branco).....	43
Figura 10: Exemplos de histórico de pixel entre 2000 e 2018: (a) floresta, em que não se observa padrões claros; (b) desmatamento seguido de cultura, observado pela ruptura brusca nos valores seguido de ciclos definidos; (c) pastagens, em que se nota ciclos marcados pela sazonalidade, mas pouco claros; (d) cultura anual seguido de duas culturas anuais; (e) duas culturas anuais, seguida de três culturas anuais; (f) cultura anual.....	44
Figura 11: Verificação da subtração de bandas por meio do histórico do pixel.....	45
Figura 12: Imagens de fração de endmember a partir da mistura linear espectral para um mesmo local: (a) substrate, (b) vegetation e (c) dark.....	47
Figura 13: Histograma da composição RGB e do erro das imagens. (a) fração Red; (b) fração Green; (c) fração Blue; (d) distribuição do erro.....	49
Figura 14: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018.....	51
Figura 15: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018.....	53
Figura 16: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano	

hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018.....55

Figura 17: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018.....57

Figura 18: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta com queda abrupta do valor do pixel entre 2004 e 2005, indicando perda de vegetação e posterior crescimento e outro desmatamento a partir de 2009 e ciclos bianuais a partir de 2012; (3) padrão de vegetação seguido por ciclos anuais a partir de 2005 e ciclos bianuais a partir de 2015; (4) alteração de padrão de vegetação natural para ciclos anuais entre 2003 e 2005.....71

Figura 19: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão de vegetação natural, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (3) padrão de vegetação natural seguido por ciclos anuais a partir de 2015; (4) alteração de padrão de vegetação natural a partir de 2005.....72

Figura 20: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão no ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta com queda abrupta do valor do pixel por volta de 2013, indicando perda de vegetação e posterior regeneração; (3) padrão de cultura com ciclos anuais; (4) alteração de padrão de vegetação natural para ciclos anuais em 2005 e aumento de produtividade por volta de 2015.....73

Figura 21: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta com queda abrupta do valor do pixel entre 2004 e 2005, indicando perda de vegetação e posterior crescimento e outro desmatamento a partir de 2009 e com dois ciclos por ano a partir de 2012; (3) padrão de vegetação seguido por ciclos anuais a partir de 2005 e dois ciclos por ano a partir de 2015; (4) alteração de padrão de vegetação natural para ciclos anuais entre 2003 e 2005.....75

Figura 22: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão de vegetação

natural, sem ciclos definidos; (2) padrão com ciclos anuais definidos; (3) padrão de vegetação natural seguido por ciclos anuais a partir de 2005; (4) padrão de vegetação natural seguido por ciclos anuais a partir de 2004.....	76
Figura 23: Evolução do quadro de desmatamento em 6 períodos distintos: 2018-2015, 2015-2012, 2012-2009, 2009-2006, 2006-2003 e 2003-2000.....	77
Figura 24: Desmatamento na Amazônia Legal entre 2000 e 2018.....	79
Figura 25: Exemplos de desmatamento em Terras Indígenas e RESEX e RDS entre 2000 e 2018.....	81

Índice de tabelas

Tabela 1: As dez Terras Indígenas mais desmatadas em 2017.....	69
--	----

Sumário

1. Introdução.....	13
2. Conflitos socioambientais, as populações tradicionais, os povos indígenas e conservação na Amazônia Legal.....	15
2.1. Contextualização do desmatamento na Amazônia Legal e dos conflitos socioambientais.....	15
2.2. As populações tradicionais, povos indígenas e como se relacionam com a floresta.....	19
2.3. As populações tradicionais, povos indígenas e o debate sobre as diferentes estratégias de conservação.....	23
2. 4. Considerações sobre o capítulo.....	35
3. Método: Análise espaço-temporal da paisagem.....	36
3.1. O desmatamento na Amazônia Legal a partir das imagens MODIS.....	39
3.2. Modelo Linear de Mistura Espectral para imagem Landsat.....	46
3.4. Considerações sobre o capítulo.....	58
4. Desmatamento na Amazônia e o papel das Áreas Protegidas habitadas por populações tradicionais na Amazônia.....	59
4.1. Um breve histórico sobre desmatamento na Amazônia Legal.....	59
4.2. Um retrato atual do problema.....	62
4.3. O papel das RDSs, RESEXs e TIs no combate ao desmatamento.....	67
4.3.1. Resultado de nossas análises.....	70
5. Consideração Final.....	84
6. Referência.....	86

1. Introdução

O desmatamento na Amazônia Legal é uma grande ameaça à biodiversidade. Essa questão pode ter impactos globais, se considerarmos o contexto das mudanças climáticas de origem antropogênica, visto que o desmatamento do bioma é responsável por boa parte da emissão de carbono para a atmosfera (WALKER et al., 2009).

A questão é complexa e envolve diversas frentes, desde questões que envolvem a produção (KREIDENWEIS et al., 2018), como o aumento da produtividade de terras privadas, quanto ao uso de áreas protegidas como forma de conservar a floresta e proteger a biodiversidade (JUSYS, 2018; NEPSTAD et al., 2006).

Na conservação, o debate sobre as Áreas Protegidas (APs) envolve duas perspectivas: uma que procura incluir populações locais nas estratégias de conservação (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016), e outra que defende que a presença humana nessas áreas é uma ameaça à biodiversidade e deve ser evitada (SOULÉ, 2013). Somado a isso, há interesses políticos envolvidos, em que se procura deslegitimar o papel de certos grupos, como as populações tradicionais e indígenas, para a conservação.

Nosso trabalho toma como hipótese que essas áreas desempenham um papel importante na conservação. Para se compreender esse papel, é possível pesquisar a relação específica que essas populações têm com seu território. Pela abordagem etnográfica (EMPERAIRE; PERONI, 2007; PEREIRA; DIEGUES, 2010), os pesquisadores procuram entender quais são as práticas desses grupos, quais as relações são estabelecidas, como utilizam a terra, as técnicas de manejo, etc.

É possível também adotar uma abordagem espaço-temporal da questão (KAWAKUBO et al., 2004; SOARES-FILHO et al., 2010), a fim de analisar as mudanças de uso da terra nas áreas habitadas por essas populações e no seu entorno e verificar se os locais onde essas populações habitam tendem preservar a floresta, evitando sua fragmentação. Nosso trabalho foca-se nessa abordagem espaço-temporal, por meio de uso de técnicas de sensoriamento remoto. Nosso objetivo é verificar se as áreas habitadas por comunidades tradicionais e povos indígenas ainda contribuem para o enfrentamento da questão do desmatamento na Amazônia Legal.

Para isso, dividimos o trabalho em três capítulos. O primeiro pretende discutir o conceito de populações tradicionais e indígenas, considerando o problema do desmatamento na Amazônia. Primeiramente, apresentaremos uma contextualização, trazendo a questão do desmatamento. Em seguida, discutiremos o conceito de população tradicional, bem como a relação específica dessas populações com seu território e por quais razões se crê ou não que elas são aliadas da conservação. O capítulo também tratará das abordagens de pesquisa que envolvem indígenas e populações tradicionais. Por fim, apresentaremos uma discussão sobre algumas das pesquisas que envolvem esses grupos e a relação deles com o território, tendo como enfoque a questão espacial.

O segundo capítulo vai se deter sobre a questão das análises espaço-temporais e método. Primeiro apresentamos algumas pesquisas e abordagens sobre o tema. Da discussão segue a questão do método do trabalho. Apresentaremos a análise que realizamos com o uso das imagens MODIS e, por fim, a análise envolvendo o modelo linear de mistura espectral, que tem como objetivo verificar os limites de nossa pesquisa.

O último capítulo aprofundará a questão do desmatamento na Amazônia Legal e discutirá também outros problemas ligados a essa área. Em seguida, trataremos do papel das populações tradicionais e indígenas no combate ao problema, apresentando por fim os resultados que encontramos em nossa análise. Por fim, apresentaremos nossas considerações finais, trazendo os pontos mais importantes de nossa pesquisa, bem como algumas limitações de nosso trabalho.

2. Conflitos socioambientais, as populações tradicionais, os povos indígenas e conservação na Amazônia Legal

2.1. Contextualização do desmatamento na Amazônia Legal e dos conflitos socioambientais

O desmatamento das florestas tropicais desperta preocupação e interesse de diversos setores da sociedade. É objeto de atenção da comunidade científica, dos movimentos sociais, ONGs, empresas, parte do poder público, etc.

No Brasil, a história recente da expansão agrícola ilustra bem essa problemática, principalmente depois da década de 1960. Os incentivos por parte do governo brasileiro para a adoção do modelo extensionista de produção colaborou para a configuração atual da estrutura rural brasileira (CALEGARE; HIGUCHI; BRUNO, 2014).

Esta foi marcada pela forte presença da monocultura e pecuária de exportação, potencializando o êxodo rural e impactando sobre as taxas de desmatamento, contaminação por agrotóxicos (CALHEIROS; STADTLER, 2010) pela pressão que a demanda por terras exerce aos biomas – as áreas privadas já ocupam boa parcela do território brasileiro, chegando a 53% das áreas de vegetação nativa (SOARES-FILHO et al., 2010).

O modelo está dentro de determinado contexto do cenário político e econômico, que podem afetar a taxa de desmatamento: questões externas, como o preço das commodities de carne e soja; questões internas, como as obras estatais, e expansão urbana. O aumento da taxa de desmatamento a partir de 2011, por exemplo, pode ser resultado da antecipação da aprovação das mudanças no Código Florestal (MALINGREAU; EVA; DE MIRANDA, 2012).

Nesse debate, a Amazônia destaca-se por sua diversidade biológica e cultural, principalmente se considerarmos as preocupações com relação às mudanças climáticas de origem antropogênica (WALKER et al., 2009). Esse bioma vem sofrendo pressão do agronegócio potencializando o desmatamento, principalmente nas áreas que se localizam na fronteira agrícola, como os estados de Rondônia, Mato Grosso, Pará e Maranhão (figura 1). A expansão do agronegócio na região está diretamente ligada à expansão de focos de queimadas (ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010) e é marcada pelas disputas de interesses.

Figura 1: Desmatamento acumulado na Amazônia Legal até 2018. Fonte: INPE - PRODES. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Essa disputa representa uma relação complexa e passa por questões ambientais, como aquelas ligadas à conservação e proteção da biodiversidade; questões sociais, que envolvem fazendeiros e garimpeiros e comunidades ribeirinhas, pequenos produtores rurais e indígenas. Muitas vezes os interesses dos diversos atores é antagônico e resulta em conflitos (SILVA; SATO, 2014).

Essas tensões e disputas ganharam fôlego a partir da década de 1970, pois muitos atores passaram a contestar a legitimidade do modelo de produção agrícola adotado pelo país até então (BARBOSA, 1996). Tanto no quadro internacional quanto nacional as demandas pela proteção dos recursos naturais e dos direitos sociais se fortaleceram gradativamente.

A pressão crescente dos movimentos socioambientais sobre as grandes instituições, como o Banco Mundial, e a abertura democrática brasileira ilustram esse ponto. As grandes instituições passaram a reprovar financiamentos a práticas consideradas nocivas ao meio ambiente. Já a abertura democrática permitiu a mobilização e organização de diversos grupos, dentre eles os seringueiros, os quais lutavam pela manutenção de seu modo de vida tradicional.

Esses grupos conseguiram ganhar cada vez mais voz no cenário nacional e internacional. Sua força política se manifestou na coalizão da Aliança entre os Povos da Floresta, em 1986, no Acre. O objetivo era defender seus modos de vida e a proteção da floresta amazônica contra os interesses de fazendeiros e garimpeiros (BARBOSA, 1996).

Esses conflitos marcam ainda hoje a realidade do campo, onde se disputa os serviços ecossistêmicos, além de formas específicas de se relacionar com o território. Os povos indígenas, as populações tradicionais, a que se pode incluir quilombolas e ribeirinhos (APARECIDA; PIMENTEL; RIBEIRO, 2016), muitas vezes se encontram em estado de maior vulnerabilidade, expostas aos riscos ambientais, sociais e econômicos (SILVA; SATO, 2014).

O ataque aos povos indígenas e povos tradicionais não acontecem em casos isolados, mas é reflexo da estrutura fundiária brasileira. A história de diversos grupos indígenas é marcada pela dizimação de grupos inteiros por doenças como o sarampo, malária, tuberculose ou pelo conflito direto com os brancos. A trajetória yanomami é registro desse extermínio. A construção da rodovia Perimetral Norte na

década de 1970, a disputa com garimpeiros por suas riquezas minerais ou pelo projeto Apiaú, são alguns exemplos (RAMOS, 2008).

O caso dos quilombolas também é marcada pela situação de vulnerabilidade e exposição aos riscos. O termo 'quilombo', de origem banto, é associado desde a abolição da escravidão à luta contra o racismo e pelo reconhecimento das populações afro-brasileiras (LEITE, 2008). Ele é ressignificado pelas comunidades descendentes dos africanos, como garantia ao direito à terra enquanto suporte para reprodução do seu modo de vida e reprodução cultural, bem como de ampliação de sua cidadania.

O 'quilombo' enquanto reconhecimento do Estado e garantia legal surge a partir da Constituição de 1988. No entanto, mesmo nos anos que se seguiram, muitos dos mecanismos jurídicos representaram aparatos de invisibilização dessas comunidades. Como resultado, observamos a dificuldade do processo de reconhecimento, por parte do Estado, da existência individual e coletiva desses grupos num local. Consequentemente, restringe-se o acesso a políticas públicas como saneamento ou programas adequados de acesso à saúde (JARDIM; SALAINI, 2015).

Tanto os ribeirinhos, seringueiros, quilombolas podem ser consideradas tradicionais. O termo tornou-se uma bandeira para a luta de diversos povos pela manutenção de seu modo de vida e luta por direitos e visibilidade. O início dessa luta tem como marco o movimento dos seringueiros na década de 1980, que adotaram a ideia de conservação como estratégia política para legitimar seus direitos e ganhou adesão de outros povos, como os indígenas, quilombolas e ribeirinhos. Porém, apontar que se tratou de uma estratégia política não significa que o potencial para a conservação das florestas por essas populações seja apenas um discurso político (CUNHA; ALMEIDA, 2000).

Até então, pouca atenção se dava para elas. Foi justamente após os conflitos e debates que elas passaram a ser consideradas pelo seu valor para conservação. Nesse sentido, o Decreto nº 6040/07 de 2007 representa uma importante vitória para seu reconhecimento (CALEGARE; HIGUCHI; BRUNO, 2014). Com isso, intensificaram-se os estudos que procuraram entender a relação específica que possuem com a natureza.

2.2. As populações tradicionais, povos indígenas e como se relacionam com a floresta

Na Amazônia Legal há cerca de 400 Terras Indígenas (TI). Essas terras possuem tamanho e população variada, em estágios distintos de demarcação. A maior parte dessas áreas possui até 2 milhões de ha, apesar de haver um pequeno número com mais de 8 milhões de ha (figura 2).

As populações tradicionais que se encontram em Reservas Extrativistas (RESEX) ou Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) ocupam mais de 25000000 hectares. A maior parte dessas terras tem até 500 ha. Em média, possuem dimensões bem menores do que as Terras Indígenas. Há duas RDSs maiores que 2 milhões de ha (figura 3). As populações tradicionais representam um grupo heterogêneo, com diversas matrizes culturais, formado em contextos ecológicos, sociais e econômicos distintos, geralmente à margem dos grandes centros econômicos (PEREIRA; DIEGUES, 2010). Por conta de sua heterogeneidade, sua definição também esbarra em algumas dificuldades:

To define traditional people by their following of a stable age-old tradition would run counter to anthropological knowledge. To define them as populations having a low impact on the environment and then to go on to assert their ecological soundness would be tautological. To define them as people outside the market sphere would make them very hard to find. True, categories in academic and legal texts are most often described through the properties or characteristics of their elements. But categories can also be described "in extension" – that is, by listing their constituent elements. It is our contention that "traditional people", for the time being, are best defined by extension – that is, by enumerating their current "members" or the current acceptable candidates for such "membership." This approach is in consonance with our emphasis on the creation and appropriation of categories. More importantly, it also points to how subjects form themselves through new practices (CUNHA; ALMEIDA, 2000, p. 316).

Figura 2: Área das Terras Indígenas na Amazônia Legal. Fonte: FUNAI. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Ao se considerar as populações tradicionais para se pensar estratégias de conservação, pressupõe-se que seu modo particular de se relacionar com a natureza é compatível com a manutenção da biodiversidade e das áreas de floresta. Pela legislação brasileira, considera-se populações tradicionais:

grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição (BRASIL, 2007).

Figura 3: Área das RDS e RESEXs na Amazônia Legal.
Fonte: MMA. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Para essas populações, bem como para os povos indígenas, destaca-se a oralidade como forma de se passar às gerações seguintes suas práticas e crenças. Existe uma dimensão pautada pelos mitos, de modo que o uso dos recursos naturais ocupa tanto uma função cultural quanto de subsistência. Assim, muitas vezes seus modos de vida afastam-se da busca apenas do lucro.

A relação com a natureza passa por uma dimensão subjetiva, que abrange afetos como o medo, gratidão, respeito e cumplicidade. Essa relação impacta diretamente na preservação ambiental dos locais onde as populações tradicionais habitam (PEREIRA; DIEGUES, 2010).

Ainda assim, segundo os autores, o uso do conhecimento tradicional está diretamente ligado às práticas cotidianas e, portanto, não é algo fixo e imutável: transmite-se aquilo que cada grupo considera importante para o contexto em que vivem. Dessa forma, os conhecimentos ditos tradicionais não são considerados tradicionais apenas pelo seu conteúdo. A transmissão também não pode ser apenas transmissão de informação, já que dependem do contexto em que os transmitem.

É por isso que alguns autores afirmam que não se pode dizer que essas populações possam ser compreendidas de modo generalizado como “ecologicamente bons selvagens” (DA SILVA, 2008). As práticas conservacionistas não seriam imanentes ou naturais. As considerações de Lima e Pozzobon (2005) caminham nesse sentido:

É importante atentar para a cristalização de “estereótipos socioambientais” que atribuem valores ecológicos positivos ou negativos à diversidade social da Amazônia. Uma tal premissa obstrui a construção

de uma análise objetiva a respeito da interação complexa entre os processos sociais responsáveis pela degradação ambiental (LIMA; POZZOBON, 2005, p. 50).

Algumas perspectivas admitem que eles podem ser considerados culturalmente voltados para a conservação; haveria três possibilidades a partir dessa consideração: a primeira, em que a ideologia conservacionista está presente sem haver uma prática respectiva. A segunda se refere ao caso em que os dois estão presentes, o que facilitaria considerar tais grupos como culturalmente conservacionistas. O terceiro caso se refere às populações que, apesar de não possuírem uma ideologia explicitamente conservacionista, possuem um conjunto de práticas que, considerando o tamanho do território e densidade populacional, pode ser considerado sustentável (CUNHA; ALMEIDA, 2000).

Dada a heterogeneidade entre indígenas e povos tradicionais implica que nem todos grupos utilizam a terra da mesma forma, o que implica em distintas relações com a natureza, ainda que possuam conhecimentos ecológicos associados aos seus mitos. É o caso de diversos grupos indígenas e caboclos. Este, apesar de elementos herdados dos indígenas, também possui referenciais culturais ibéricos, formando uma cosmologia na qual se pensa a sociedade de forma integrada à natureza (LIMA; POZZOBON, 2005).

A grande heterogeneidade manifesta-se inclusive se tomarmos uma mesma etnia, como no caso dos Yanomami. Entre eles há subgrupos – como os sunumás e samatali – os quais falam pelo menos 4 línguas distintas (yanomae, yanomamo, yanam e sunumá). Como resultado, os Yanomami possuem diversos arranjos geopolíticos distintos (RAMOS, 2008).

Como já dito, há para as populações tradicionais e indígenas uma dependência em relação ao território, pois ele deve permitir a reprodução material e cultural de seus membros (BRASIL, 2007). A relação com o espaço é pautada na observação da natureza e no conhecimento dos seus ciclos, que permitem a reprodução do seu modo de vida (PEREIRA; DIEGUES, 2010). Dessa forma, a garantia do território é condição necessária para a manutenção de seu modo de vida (LIMA; POZZOBON, 2005).

A existência de Unidades de Conservação de Uso sustentável, como as Reservas de Desenvolvimento Sustentável, as Reservas Extrativistas, além das Terras Indígenas está relacionada a essa garantia. O tamanho do território necessário para a reprodução do modo de vida, sua localização, a integração ao mercado e densidade demográfica, as políticas públicas, etc., também afetariam diretamente sobre essa relação com a natureza. Lima e Pozzobon (2005) reforçam a ideia de que não se pode atribuir a todas populações tradicionais a mesma capacidade de proteção ecológica, uma vez que o tamanho da área pode afetar nos impactos de suas práticas.

Por essa razão é que algumas pesquisas, nos últimos anos, buscam entender quais são os elementos operantes que afetam a relação dessas comunidades com seu território e quais os resultados de tal relação para as comunidades e para a biodiversidade.

A proximidade com áreas urbanas e densamente povoadas, por exemplo, pode afetar o modo de vida tradicional, limitando o conhecimento sobre os recursos naturais às pessoas mais velhas. O distanciamento com relação aos conhecimentos etnobotânicos também parece indicar menor afinidade com a floresta, demandando ações de fomento e preservação para não se perder tais conhecimentos (SANTOS et al., 2014).

Por conta das condições a que estão submetidas, muitas dessas comunidades têm dificuldades para acessar os serviços públicos, incluindo o saneamento básico, além de problemas de segurança alimentar (CALHEIROS; STADTLER, 2010). Isso sugere a necessidade de maior atenção das políticas públicas para que suas necessidades básicas sejam atendidas. Além disso, parte dessas populações se localizam em áreas de forte pressão por conta do agronegócio (NELSON; CHOMITZ, 2011), grande responsável pelo desmatamento na Amazônia.

2.3. As populações tradicionais, povos indígenas e o debate sobre as diferentes estratégias de conservação

A situação do desmatamento é crítica, ainda que as taxas atuais tenham apresentado queda se comparadas ao início dos anos 2000 (figura 4). É preciso aprimorar as estratégias de conservação, levando em consideração os atores

envolvidos, o background cultural, acesso ao mercado, relações de poder e uso de tecnologias, de maneira a minimizar as ameaças às funções ecológicas e à floresta (GODAR et al., 2014).

Figura 4: Taxa de desmatamento na Amazônia Legal. Fonte: INPE-PRODES. Org.: Marcelo Hideki Yamane

Uma vez que a área de floresta amazônica vem perdendo espaço para outras atividades, como agricultura, pastagem e mineração (figura 5), torna-se necessário verificar se de fato as áreas protegidas nas quais as populações tradicionais habitam têm condições de garantir os objetivos a que se propõem. Isso porque compreender como se dá a relação das diversas populações tradicionais com o território pode dar suporte ao se planejar as melhores estratégias para a proteção da biodiversidade, ao mesmo tempo em que se assegura seus modos de vida.

Figura 5: Evolução temporal de classes de uso da terra para o bioma da floresta amazônica: a) área de floresta entre 1985 e 2017; b) área de agricultura entre 1985 e 2017; c) área de pastagem entre 1985 e 2017; d) área de mineração entre 1985 e 2017. Fonte: MapBiomas. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

No entanto, a possibilidade de diversas estratégias para a conservação é ainda objeto de polêmica (NOLTE et al., 2013). Há abordagens mais críticas à presença humana e outras que procuram incluir as populações locais. O assunto é controverso não só do ponto de vista da questão da biodiversidade, mas também do ponto de vista da perda de floresta. Por essa razão é que alguns pesquisadores apostam que o refinamento das estratégias de conservação demandam comparações de performance entre áreas de proteção habitadas e não habitadas (NEPSTAD et al., 2006).

Por um lado, há quem defenda uma conservação que exclua a presença humana das áreas protegidas, porque sua permanência seria deletéria para a biodiversidade (SOULÉ, 2013). Nessa perspectiva, incluir as populações locais – e, também, promover o bem-estar das mesmas – se implementada, aceleraria o colapso ecológico global pela extinção de espécies da fauna e flora.

A incompatibilidade de coexistência entre os seres humanos e espécies-chave para a manutenção dos processos ecológicos locais ocorreria porque as florestas em que há habitação humana tornam-se “jardins”, uma vez que as espécies seriam selecionadas pelas comunidades locais. Isso excluiria os carnívoros de topo de cadeia, por exemplo (SOULÉ, 2013).

Por outro lado, alguns pesquisadores argumentam que, diante do cenário atual, no qual há sempre alguma forma de intervenção dos seres humanos sobre toda a superfície terrestre, não seria possível pensar conservação sem incluir as populações locais. O peso é maior nos países periféricos, pois se torna também uma questão de justiça social. Promover e estimular a autonomia e desenvolvimento dessas populações também potencializaria a eficácia das ações para conservação (KAREIVA; MARVIER, 2012).

Os autores apontam que uma conservação sustentável deve passar pelo empoderamento de comunidades locais, ao invés de se apostar em estratégias que deem protagonismo às ONGs ou governos nacionais. Segundo eles, políticas conservacionistas que não levam em conta as sociedades humanas têm maiores chances de não diagnosticarem bem o problema e chegarem a soluções pouco eficazes. Essa questão ganha mais importância se considerarmos que as florestas são também produtos culturais (RAMOS, 2008) (NILSSON; FEARNSIDE, 2011).

Dessa perspectiva, já estariam sob manejo há milhares de anos, indo de encontro a visão de floresta intocada.

No entanto, Matos et. al. (2011) alertam que não basta apenas criar reservas de uso sustentável ou territórios indígenas. Sua criação por si não seria suficiente para garantir a proteção de recursos naturais e culturais, pois as restrições em relação às práticas desses povos por vezes resulta em conflitos entre as populações residentes nas UCs e as leis que regulam o uso do território.

Uma outra perspectiva sugere que a realidade entre as posições é muito mais complexa do que à primeira vista podemos imaginar (SANDBROOK et al., 2019). Segundo os autores, na comunidade científica, a maior parte dos pesquisadores consultados por eles apresentam visões com elementos que abarcam tanto uma quanto a outra abordagem em maior ou menor grau. Na realidade, segundo eles, haveria muito mais divergências com relação a se incorporar ou não práticas capitalistas de mercado na conservação.

O debate sugere que a questão ainda é atual e complexa. E é nesse contexto que está a vertente de conservação que procura desenvolver projetos baseados nas populações locais, que incluam objetivos para o desenvolvimento ecológico, econômico e social, de maneira a trazer o protagonismo de gestão para essas pessoas (BROOKS; WAYLEN; MULDER, 2012).

Essas saídas encaram muitas dificuldades, como governos centralizadores, questões de mercado, que podem ser desafiadoras ao se pensar os objetivos de conservação (BROOKS; WAYLEN; MULDER, 2012). Porém, a partir de análises estatísticas com variáveis como o design do projeto em comunidades tradicionais, contexto nacional, características específicas das comunidades, sinergia e trade-off, os autores chegaram à conclusão de que a maior parte das populações locais, ao redor do mundo, são capazes de ter sucesso em seus objetivos de conservação, contanto que tenham um projeto bem definido, que saiba balancear o emponderamento das comunidades, incentivos econômicos e garantia dos direitos.

Outros fatores também têm peso sobre o sucesso dos projetos, tais como lideranças, instituições locais fortes, estímulo à participação local, capacidade de construção, garantia dos direitos à terra e a recursos, provisão e distribuição equitativa dos benefícios econômicos.

Segundos os autores (op. cit. 2011), os projetos que já acontecem há certo tempo têm maiores chances de ter sucesso econômico, o que sugere que é preciso certo tempo para se criar oportunidades até ter êxito econômico.

Os trabalhos de etnoconservação vêm no sentido de contribuir para esse debate a favor das comunidades tradicionais – segundo Sandbrook et. al. (2019), os pesquisadores de países em desenvolvimento tendem a defender mais essa estratégia do que nos países desenvolvidos.

A etnoconservação defende modelos distintos de relação com a natureza, que barrem sua destruição (PEREIRA; DIEGUES, 2010). Nos países em desenvolvimento, ao mesmo tempo que considera a questão da justiça social, isso traz uma legitimidade do ponto de vista da conservação para a importância dos saberes e direitos dessas populações tradicionais.

(...) a etnoconservação da natureza direciona seu foco para as questões relacionadas às áreas naturais protegidas e às populações tradicionais, de modo que possibilita a inserção de uma nova perspectiva, sensível à percepção de que o manejo sustentado dos recursos naturais desenvolvidos por essas populações contribui para a conservação dos mesmos (ARRUDA; DIEGUES, 2001, p. 30; DIEGUES, 2000, p. 40). Acrescenta-se também a intensa ligação que a etnoconservação apresenta com os conhecimentos da etnobiologia e etnobotânica, pois a relação sustentável que as populações tradicionais mantêm com o meio no qual estão inseridas depende do amplo conhecimento que possuem acerca dos diversos elementos naturais com os quais constantemente interagem (PEREIRA; DIEGUES, 2010, p. 45).

Os trabalhos de etnobotânica dialogam com os conhecimentos botânicos dessas populações e a relação desse conhecimento com a diversidade biológica (EMPERAIRE; PERONI, 2007). Alguns deles buscam mostrar como os saberes foram se constituindo e como esse repertório de conhecimento está em estreita relação com a terra (FRASER, 2010). Há estudos que sugerem que o manejo das florestas por essas populações, por exemplo, não impacta em certas funções ecológicas, de maneira que a diversidade de espécies é semelhante às florestas classificadas como primárias (BRAGA et al., 2012).

Apesar do grande número de trabalhos de cunho etnográfico e de etnobiologia, há também uma abordagem de pesquisa que busca evidenciar a relação espacial entre as populações tradicionais e as paisagens em que estão inseridas. Essa questão é importante para se verificar se essas Áreas Protegidas têm sido eficazes ou não ao se enfrentar o desmatamento, considerando que esse é o maior fator de mudança no uso da terra/cobertura do solo nas florestas tropicais (ADAMS et al., 2013), conforme sugerem os dados do INPE para o desmatamento na Amazônia Legal (figura 6).

Figura 6: Desmatamento acumulado na Amazônia Legal até 2018 , Terras Indígenas e RESEX ou RDS. Fonte: INPE – PRODES, FUNAI e MMA. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Nesse contexto, há estudos que analisam essa questão em uma escala local (KAWAKUBO et al., 2004) (ABREU; SOUZA, 2016), quanto outros que visam compreender a relação espacial em escala regional (NEPSTAD et al., 2006) (SOARES-FILHO et al., 2010) (NOLTE et al., 2013).

Kawakubo et al. (2004), por exemplo, utilizou imagem Landsat datada de 2002 sobre a Terra Indígena Sangradouro, no Mato Grosso, para analisar o uso da terra naquele ano. No trabalho, os autores puderam destacar e discutir a pressão sob a qual esta Terra Indígena se encontra, circundada por áreas de cultura e pastagens, mas que consegue manter seu território protegido do desmatamento.

Aplicando técnicas de Modelo Linear de Mistura Espectral, segmentação e classificação supervisionada, eles elaboraram um mapa de uso e cobertura vegetal. Nele, destaca-se que cerca de 60% do território indígena é formado por Cerrado, e no entorno predomina-se áreas antropizadas, como pastagens, solo exposto e agricultura.

Abreu e Souza (2016), ao comparar os focos de calor entre 2005 e 2010 em duas terras indígenas contíguas entre si no leste do Mato Grosso, observou que as queimadas seguem padrões distintos nesses locais: na Terra Indígena de São Marcos, de etnia Xavante, o uso do fogo esteve disperso pelo território, provavelmente porque os Xavante utilizam o fogo como técnica de caça. Já no caso da Terra Indígena Merure, de etnia Bororo os principais focos de calor estão próximos a uma rodovia que corta seu território.

Esses focos de calor atinge um período crítico entre julho a setembro, por conta da diminuição da umidade do ar. Os dados foram obtidos dos satélites NOAA-12 e NOAA-15 e sugerem que a origem é antropogênica, pois ocorreram em períodos em que não é comum a ocorrência de raios.

O trabalho aponta que a Terra Indígena São Marcos, provavelmente por conta da cultura do uso de fogo na caça, possuiu mais focos em seu interior do que no buffer exterior de seu território. Já no caso da Terra Indígena Merure, observaram resultado oposto. Em ambos os casos, esses focos não estão relacionadas ao desmatamento uma vez que poucas áreas dentro das terras indígenas estão desmatadas (ABREU; SOUZA, 2016). Ainda assim, a situação para a maior parte da Amazônia Legal é a tendência de haver uma relação entre queimadas e desmatamento.

Outro estudo que busca compreender a questão espacial é o de Lu et al. (LU et al., 2010). A partir de imagens Landsat (séries de 1986, 1996 e 2010), os autores realizaram uma análise de paisagem, aplicando algumas métricas, tais como proporção de paisagem coberta por floresta primária (PLAND), densidade de fragmentos (PD), índice do maior fragmento (LPI), além de índice de coesão de fragmento (COHESION) e índice de agregação (AI). Associado a essa análise, eles aplicaram um questionário sobre as práticas de uso da terra, comparando áreas habitadas por colonos e povos indígenas (os Huaorani, Kichwa, Cofán, Secoya e Shuar) na Amazônia equatoriana. Como resultado, os índices sugeriram uma paisagem de floresta menos fragmentada em territórios indígenas do que nas áreas habitadas pelos colonos, ainda que os usos da terra fossem distintos mesmo entre os diversos povos indígenas analisados.

O estudo mostrou que as populações indígenas estudadas afetaram a floresta em grau muito menor que os colonos. Para o período analisado – 1986 a 2002 – as taxas de desmatamento das terras indígenas foi menor. Além disso, suas terras possuíam maior cobertura de florestas desenvolvidas e menor fragmentação da paisagem.

Nilsson e Fernside (NILSSON; FEARNSIDE, 2011) também abordam a questão espacial comparando grupos indígenas sedentarizados e aqueles considerados ‘*nômades*’. O objetivo do estudo foi verificar se há modelos de padrões de movimentação entre os grupos Yanomami e se houve mudanças nos padrões de mobilidade e sedentarização desses grupos e, a partir disso, verificar como os padrões de regeneração das florestas se comportam diante de modo de vida mais ou menos sedentário. A partir do pressuposto de que há uma pressão sobre todos os grupos indígenas ameríndios para se tornarem sedentários, inclusive sobre os Yanomami, o estudo agrupou dados de 1988 a 2009, somando 21 anos de imagens (1988-89; 1994-95; 2001-02; 2008-09). A pesquisa consistiu em uma interpretação visual que permitiu compreender a transformação da paisagem.

O estudo sugere que o sistema agrícola implementado pelas sociedades nômades permitiu a manutenção da paisagem florestal ao causar distúrbios em escalas pequenas na floresta. O abandono de uma pequena área de cultivo para outra possibilitaria a regeneração e restabelecimento dos processos ecológicos.

O contato com outras sociedades fez com que muitas das sociedades se tornassem sedentárias ao longo dos anos. Porém, os seus dados apontaram que o deslocamento pode ser benéfico para a regeneração da floresta, porque estas tendem a ter sua resiliência diminuída quando em contato com populações sedentarizadas.

Entretanto, eles ressaltam que o 'nomadismo' é muito mais adequado a pequenos grupos de população, pois possuem maior facilidade de deslocamento. Por outro lado, comunidades sedentárias com maior população tendem a exercer mais pressão sobre os recursos, demandando cobrir maiores áreas para caça (Op. cit., 2011).

A facilidade no acesso de recursos oriundos da pesca, bem como uso de barcos com motor elétrico, podem ajudar a reduzir tal pressão, ainda que não cubram toda população. O trabalho dos autores também aponta para essa relação histórica da floresta e os povos que nela habitam, de maneira que suas paisagens possuem estreita ligação com o manejo.

Abarcando uma dimensão temporal e maior número de áreas protegidas, Nepstad et al. (2006) analisaram o uso da terra em Territórios Indígenas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável, Reservas Extrativistas e Unidades de Conservação de proteção integral na Amazônia a partir de imagens de satélite para verificar a taxa de desmatamento entre 1997 e 2000. Também analisaram a taxa de incidência de fogo de 1998, considerando áreas predominantemente de floresta e excluindo o Cerrado, dado que nesse bioma são comuns os focos de fogo naturais.

De acordo com os autores, as maiores taxas de desmatamento nas terras indígenas ocorreram geralmente associadas a invasões anteriores à demarcação de seus territórios (NEPSTAD et al., 2006). A pesquisa mostrou que as maiores taxas de desmatamento estão no estado de Mato Grosso.

Além disso, esse trabalho sugere que, dentre as áreas protegidas, as mais eficazes para se combater as queimadas e desmatamento foram as terras indígenas e as Unidades de Conservação de proteção integral. No entanto, em geral, as áreas terras indígenas encontravam-se em áreas de maior pressão em comparação com as Unidades de Conservação de Proteção Integral. Isso indica a importância desses territórios para a manutenção das áreas de floresta na Amazônia.

Soares-Filho et. al. (2010) também consideram a atuação das terras indígenas, as Unidades de Conservação de proteção integral e de uso sustentável para se barrar o desmatamento entre 1997–2000 e 2000-2008. Segundo os autores, as mais eficazes áreas protegidas foram, para o período analisado, as terras indígenas e as UCs de proteção integral, apesar de que, para os autores, as terras indígenas estejam localizadas em áreas de maior pressão.

Esse trabalho mostra que ainda que alguns objetem que as áreas protegidas apenas direcionam o desmatamento para outros locais que não estão sob proteção, suas análises sugerem que elas tiveram poder de reduzi-lo tanto local quanto regionalmente, induzindo sua diminuição mesmo fora seus limites dessas áreas.

Por outro lado, Nolte et. al. (2013), a partir do uso de imagens de satélite MODIS e Landsat nos anos de 2000-2005 e 2006-2010, ao estimar a taxa de desmatamento nas bordas das UCs, aponta que em um primeiro momento, entre 2000 e 2005, as terras indígenas se configuravam como a principal barreira ao desmatamento na Amazônia Legal. No entanto, a partir de 2006, essa configuração mudou. Ao comparar a taxa de desmatamento real com a taxa provável se caso a área protegida não existisse, o estudo mostrou que as UCs de proteção integral foram mais efetivas para barrar os desmatamentos a partir de 2006, seguida das terras indígenas e, por fim, das UCs de uso sustentável. Porém, vale ressaltar que todas as categorias demonstraram ter papel em alguma medida enquanto barreira ao desmatamento. O destaque desse estudo é que os territórios indígenas foram particularmente mais eficazes em barrar o desmatamento em áreas sob maior pressão de desmatamento.

Ainda que alguns estudos apontem algumas diferenças nos resultados sobre qual modalidade possui maior eficácia para se compreender o desmatamento (NOLTE et al., 2013) (SOARES-FILHO et al., 2010), eles sugerem que os territórios habitados por populações tradicionais conseguiram, em alguma medida, barrá-lo ou reduzi-lo.

No entanto, é necessário trazer novas informações para o debate, principalmente se considerarmos que parece haver uma tendência de aumento das taxas de desmatamento nos últimos anos (figura 4), conforme indicam também os dados do Imazon, que apontam que entre agosto de 2018 e julho de 2019 a taxa de desmatamento cresceu em 15% em relação ao período anterior (FONSECA et. al.

2019). As Terras Indígenas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas podem ter um papel importante na proteção da floresta caso essa tendência se mantenha nos próximos anos.

2. 4. Considerações sobre o capítulo

As TIs, RESEXs e RDSs na Amazônia Legal estão em um contexto de disputa de interesses entre os mais diversos atores. Esses territórios se encontram sob grande pressão do agronegócio, sendo o desmatamento uma evidência espacial dessa pressão.

Os povos indígenas e comunidades tradicionais possuem uma relação distinta com o espaço em que vivem. Suas práticas materiais e imateriais dependem do território e da manutenção da floresta. Como consequência, existe uma tendência de suas práticas permitirem a manutenção da estrutura da vegetação.

Ainda que a taxa de desmatamento na Amazônia Legal tenha diminuído se comparado ao início dos anos 2000, a necessidade de se enfrentar o problema se mantém. Além disso, novas práticas associadas ao desmatamento e novos padrões estão se apresentando nos últimos anos. Nesse sentido, essas áreas protegidas se destacam. Assim, cresce o peso delas e a necessidade de que cumpram efetivamente seus objetivos socioculturais e de conservação.

A discussão sobre esses territórios é necessária e precisa ser atualizada e avançada. Dessa forma, é importante verificar de maneira se essas áreas ainda conseguem se manter como barreiras ao desmatamento na Amazônia Legal e o quanto estão ameaçadas pelas atividades extrativistas, caça e agropecuária. Um caminho para a compreensão desses processos é por meio de análise espaço-temporal da paisagem, que será discutido a seguir.

3. Método: Análise espaço-temporal da paisagem

As análises espaço-temporais nos permite ter uma visão mais clara de diversos processos, tais como aqueles relacionados às mudanças climáticas ou à mudança de uso da terra (BOIT et al., 2016), podendo servir a objetivos de pesquisa e auxiliar no planejamento em diversas escalas.

Essas análises auxiliam na compreensão de fenômenos que aconteceram no passado, ou para simulações de cenários futuros (BOIT et al., 2016; QIN et al., 2017). O monitoramento da vegetação natural está entre essas possibilidades de análise espaço-temporal, com vasta literatura sobre o tema (DORNELAS et al., 2013; NOGUEIRA et al., 2017; QIN et al., 2017, 2019; SOUZA et al., 2013).

No caso de análises que fazem uso de imagens de satélite, as pesquisas utilizam imagens com resolução variada conforme os objetivos de pesquisa, preço de aquisição, capacidade de processamento, etc. Dentre os satélites gratuitos de maior importância podemos citar o MODIS (MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer), o Landsat e o Sentinel-2.

O Sentinel-2, da agência espacial europeia, tem capacidade de revisita de 5 dias e possui 4 bandas no visível e infravermelho, com resolução espacial de 10 m. Dentre os exemplos de uso, há o monitoramento de extração seletiva de madeira, com melhor resolução se comparadas a outras imagens gratuitas, como as do satélite Landsat-8 (com resolução espacial de 30 m) (LIMA et al., 2019). Isso porque a degradação de florestas oferece um grau de incerteza maior de informação com relação a estimativa de biomassa perdida em comparação ao desmatamento (NOGUEIRA et al., 2017).

As imagens Landsat foram amplamente utilizadas por diversas pesquisas para se compreender o desmatamento, como é o caso de (SOUZA et al., 2013). O uso dessas imagens permite estimar área de desmatamento com precisão que pode passar os 90%.

As imagens MODIS (com resolução espacial de 250 m) podem ter aplicação variada, servindo desde monitoramento de desmatamento, como é o caso de programas como o DETER, quanto de análise de sazonalidade de florestas (WU et al., 2018).

Com relação aos sistemas de monitoramento que permitem compreender o desmatamento na Amazônia, destacam-se os programas oficiais como o PRODES

(Programa de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia) e o DETER (Sistema de Detecção do Desmatamento na Amazônia Legal em Tempo Real), bem como o GFW (Global Forest Watch), de abrangência global e o Mapbiomas.

PRODES é um sistema desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e realiza monitoramento da Amazônia, focando-se na floresta primária, apresentando taxas anuais de forma digitalizada desde os anos 2000 (HANSEN et al., 2008). O sistema utiliza hoje imagens Landsat 8/OLI, CBERS 4 e IRS-2, com destaque para as imagens Landsat. A área mínima mapeada é de 6,2 ha. Apesar da importância desse sistema, na vanguarda dos sistemas de monitoramento em comparação a outros países (TYUKAVINA et al., 2017), ele possui algumas limitações, como o fato de apenas monitorar floresta primária (primary forest), desconsiderando formações como o Cerrado ou florestas secundárias. Além disso, o número significativo de imagens com interferência de nuvens compromete a precisão das estimativas para algumas áreas (entre 5 a 15% das imagens utilizadas pelo PRODES ainda tinham presença de nuvens entre 2000 e 2017) (QIN et al., 2019).

O sistema DETER foi implementado em 2004 e também foi desenvolvido pelo INPE para apoiar o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia (PPCDAm). Ele permite o monitoramento em quase tempo real de desmatamento, utilizando dados diários a partir de imagens MODIS, apesar de não permitir estimativas de área de desmatamento (HANSEN et al., 2008). O sistema utiliza como referência os dados de floresta do ano anterior do sistema PRODES (SHIMABUKURO et al., 2016) e serve como alerta para possíveis pontos de desmatamento.

Em escala nacional, destaca-se o Mapbiomas. O projeto realiza mapeamento anual de cobertura e uso do solo para todo o país, abrangendo todos os biomas brasileiros. Ele funciona por meio de uma rede colaborativa de especialistas em cada bioma em conjunto com especialistas em sensoriamento remoto. O projeto teve início em 2015 e utiliza imagens Landsat, por meio de método de classificação pixel a pixel com uso de algoritmos de aprendizagem de máquina por meio da plataforma Google Earth Engine.

O Global Forest Change (GFC) é um sistema de monitoramento de perda e crescimento de floresta a nível mundial, que utiliza imagens Landsat (HANSEN et al., 2013). Diferente do PRODES, o monitoramento não se limita apenas a florestas primárias, incluindo também florestas secundárias e reflorestamento. São consideradas árvores toda vegetação com mais de 5 m de altura. Algumas críticas ao produto de Hansen et al. (2013) incluem não ser claro se a análise considera as culturas perenes (como a laranja) como áreas florestadas ou desflorestadas, além de haver casos em que áreas com vegetação menor de 5 m, como a produção de soja, tenham sido considerado floresta (DIAS et al., 2016).

Esses sistemas de monitoramento de florestas comumente utilizam apenas uma fonte de dados de imagem de satélites. No entanto, existe a possibilidade de combinação de várias fontes distintas. É possível combinar sensores ópticos, que podem identificar a fenologia dos tipos de cobertura de terra, com os sensores ativos de micro-ondas, que identificam a estrutura e biomassa floresta (QIN et al., 2017).

Essa combinação foi utilizada, por exemplo, por Qin et al. (2019), combinando imagens MODIS com PALSAR (Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar), que tem precisão de 50 metros e possui sensores ativos de micro-ondas. A vantagem do uso desses sensores é que eles não sofrem interação com nuvens (QIN et al., 2017). Os resultados de Qin et al. (2019) sugerem maior precisão do que os sistemas PRODES e GFC e mostra que existem diferenças significativas nos sistemas de monitoramento de floresta.

As diferentes metodologias apresentam diferenças em precisão da área de florestas. As incertezas são maiores em áreas em que há cobertura menor de área de florestas. Dentre os fatores que contribuem para essa imprecisão estão a definição de floresta e os dados da imagem e algoritmos utilizados no mapeamento (QIN et al., 2017).

Para nossa pesquisa, utilizamos para a análise as imagens MODIS e Landsat. As imagens MODIS tiveram como objetivo trazer um panorama do desmatamento na Amazônia Legal. Apesar do problema da precisão, que não permite realizar estimativas de desmatamento, existe a vantagem da quantidade de imagens de boa qualidade em comparação com imagens Landsat, bem como a facilidade maior de processamento.

As imagens Landsat foram utilizadas para algumas áreas, tendo abrangência muito menor. O uso delas se limitou a algumas cenas e nos auxiliou a verificar as limitações de nossa análise quanto à precisão das alterações. Os tópicos a seguir descrevem os passos de cada uma de nossas análises.

3.1. O desmatamento na Amazônia Legal a partir das imagens MODIS

As imagens de satélite utilizadas foram as *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer – Enhanced Vegetation Index* (MODIS EVI) de resolução espacial de 250 metros, obtidas pelo site da United States Geological Survey (USGS). As imagens são resultado da composição do produto MOD13Q1, que seleciona os melhores pixels em uma janela de 16 dias de observação (QIN et al., 2017) e gera como resultado o NDVI (*normalized difference vegetation index*) e o EVI (*enhanced vegetation index*). Enquanto o NDVI é mais sensível à clorofila, o EVI é mais sensível à variação da estrutura de dossel (HUETE et al., 2002). O EVI foi desenvolvido para otimizar o sinal da vegetação em áreas de alta biomassa de maneira a considerar o sinal de fundo do dossel e reduzir as influências da atmosfera.

Nossa pesquisa utilizou 427 imagens, recobrindo o período de 2000 a 2018. Realizamos um tratamento estatístico dessas imagens, calculando a média, o desvio padrão e o desvio médio absoluto do produto EVI, com o uso do software ENVI 5.3. Enquanto a média mostra a variação espacial da abundância da vegetação, o desvio padrão e o desvio médio absoluto representam medidas de variação temporal (SMALL, 2012). Os padrões espaciais e magnitude da variação temporal podem ser visualizadas na figura 7.

Figura 7: (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001 (b) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2017 e 2018. Podemos observar áreas consistentemente vegetada (verde), áreas densamente vegetadas com grande variabilidade (branco) e grande variabilidade com pouca vegetação (magenta). Org.: Marcelo Hideki Yamane

O processamento estatístico foi realizado considerando o ano hidrológico para a Amazônia Legal e foi realizado para todo o conjunto de imagens. Na figura acima, temos os exemplos dos anos hidrológicos entre 2000 e 2001 e 2017 e 2018. Para fins de visualização, as imagens tiveram seu histograma padronizado, a fim de apresentarem contrastes semelhantes (figura 8).

Figura 8: Histograma da composição RGB das imagens. (a) fração Red; (b) fração Green; (c) fração Blue. Org.: Marcelo Hideki Yamane

Em seguida, realizamos uma subtração de bandas, considerando as médias de cada ano hidrológico. O objetivo era verificar em quais locais houve alteração ao longo dos anos, tomando como parâmetro a vegetação. Dessa forma, subtraímos a média do ano mais recente pelo ano mais antigo (figura 9).

Figura 9: Subtração da média do ano hidrológico de 2018-2017 menos o ano hidrológico de 2001-2000. Observamos áreas em que houve perda de vegetação (preto) e áreas em que houve aumento (branco). Org.: Marcelo Hideki Yamane

A fim de verificar se os resultados obtidos estavam condizentes com a realidade, realizamos uma análise inicial utilizando o histórico do pixel. Para o histórico do pixel, cada imagem do conjunto foi considerado como uma banda, totalizando, assim, 427 bandas sobrepostas cronologicamente. Cada pixel de cada uma das imagens possui valores entre 0 e 255 (Digital Number - DN) e a sobreposição deles de forma cronológica nos permite visualizar como aquele pixel se comportou ao longo do período analisado (figura 10).

Figura 10: Exemplos de histórico de pixel entre 2000 e 2018: (a) floresta, em que não se observa padrões claros; (b) desmatamento seguido de cultura, observado pela ruptura brusca nos valores seguido de ciclos definidos; (c) pastagens, em que se nota ciclos marcados pela sazonalidade, mas pouco claros; (d) cultura anual seguido de duas culturas anuais; (e) duas culturas anuais, seguida de três culturas anuais; (f) cultura anual. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Dessa forma, nessa primeira análise, o objetivo foi verificar se as áreas escuras coincidiam com históricos de pixel em que fosse possível observar mudança brusca nos valores (figura 11).

Figura 11: Verificação da subtração de bandas por meio do histórico do pixel. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Por fim, separamos apenas o intervalo negativo da subtração de bandas, a fim de obtermos apenas os valores que correspondem ao desmatamento. Para nossa análise, consideramos apenas valores inferiores a -15, a fim de evitar ao máximo possível ruídos que não representassem efetivamente perda de vegetação.

Com relação aos dados vetoriais, a fim de permitir melhor compreensão do papel das populações tradicionais e povos indígenas para conter o desmatamento, consideramos apenas aquelas que possuem delimitação do território disponível pelos órgãos públicos. Foram utilizadas para a análise as Terras Indígenas, as Reservas Extrativistas e as Reservas de Desenvolvimento Sustentável, pois são as modalidades de Áreas Protegidas (APs) que são habitadas exclusivamente por populações tradicionais. Os dados vetoriais representando os limites dessas áreas foram obtidos pelo site da Fundação Nacional do Índio (FUNAI) para as Terras Indígenas (Sistema de referência SIRGAS 2000) e pelo site do Ministério do Meio Ambiente para as Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas (Sistema de referência WGS 1984).

As imagens MODIS de resolução de 250m podem superestimar ou subestimar áreas de floresta, principalmente em áreas com baixa cobertura de árvores, além de não ser sensível a extração seletiva de árvores (QIN et al., 2017). Em comparação

com imagens com alta resolução espacial, ela superestima área de floresta densa e bordas de floresta, enquanto subestima áreas esparsamente florestadas.

3.2. Modelo Linear de Mistura Espectral para imagem Landsat

O espectro de uma imagem de pixel geralmente contém uma mistura de informações, por conta dos diversos componentes espectralmente distintos na superfície (BAI et al., 2012), conhecidos como endmembers.

Os endmembers representam o conjunto de elementos contidos em um pixel (ADAMS; SMITH; JOHNSON, 1986), os quais são representados por um valor médio único. O conjunto de endmembers que compõe um pixel dá resultado a uma mistura espectral que pode afetar na precisão das técnicas de estimativas de classificação de imagens. Uma forma de diminuir esse erro é por meio de um modelo de mistura espectral (BAI et al., 2012).

A análise de mistura espectral é baseada em uma representação física de pixels espectralmente misturados enquanto frações territoriais dos endmembers espectrais (SMALL, 2004). Para simplificar os cálculos da análise, é comum que se tome os espectros de refletância de superfície como linear (BAI et al., 2012), tendo como resultado um modelo linear de mistura espectral. Este é baseado em técnica de processamento físico da imagem, a qual representa a refletância multiespectral de cada pixel como uma soma linear ponderada por área dos espectros de refletância dos endmembers (SOUSA; SMALL, 2019). Invertendo o modelo de mistura linear, podemos obter estimativas quantitativas da abundância de frações de tipos específicos de endmembers por pixel (ADAMS; SMITH; JOHNSON, 1986).

Ao representarmos cada pixel como uma combinação de endmembers espectralmente puros, podemos representar a heterogeneidade espectral de boa parte da cobertura da Terra (SMALL, 2004). A escolha do endmember vai determinar a construção do modelo. Geralmente essa escolha é feita a partir do local em que está localizado o objeto da pesquisa. Entretanto, é possível representar a superfície terrestre com a combinação de endmembers genéricos (generic endmembers) (SMALL; MILESI, 2013).

Esses endmembers genéricos foram construídos a partir de uma composição global, com coleta de dados de pixel para diversos locais do mundo. Segundo os autores,

esses endmembers genéricos têm a vantagem de permitir comparação entre os diferentes locais e a variabilidade máxima de endmembers apresenta uma diferença menor que 0,05 nas frações *Substrate*, *Vegetation* e *Dark* para a maioria dos modelos SVD construídos a partir de endmembers de pixel individuais, resultando em desvio menor que 0,05 no modelo para mais de 97% dos pixels da composição global.

Nós utilizamos para nosso modelo três endmembers genéricos, que foram propostos pelos autores, a saber: substrate (S), vegetation (v) e dark (d) (figura 12). Os autores obtiveram os valores médios de cada um desses endmembers a partir da coleta de pixel por diversas paisagens ao longo do globo terrestre, de maneira que essas paisagens pudessem representar uma ampla variação de cada uma dessas frações.

Figura 12: Imagens de fração de endmember a partir da mistura linear espectral para um mesmo local: (a) substrate, (b) vegetation e (c) dark. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Para compor o modelo, primeiro realizamos a calibração de topo de atmosfera (TOA calibration). O uso dessas imagens calibradas ao invés daquelas obtidas diretamente dos sensores tem três vantagens: remove o efeito cosseno resultante de diferentes ângulos de zênite solar, por conta da diferença na hora de aquisição; a calibração compensa diferenças de irradiância solar exoatmosférica devido a diferentes bandas espectrais; corrige as diferenças de distância entre Terra e Sol devido a diferença na data de aquisição das imagens (CHANDER; MARKHAM; HELDER, 2009). A calibração é calculada por meio da seguinte fórmula:

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos(\theta_s)}$$

Em que:

ρ_{λ} = refletância do TOA planetário [sem unidade]

π = Constante matemática igual a ~3.14159 [sem unidade]

L_{λ} = Radiância espectral na abertura do sensor [$W/(m^2 \mu m)$]

d = Distância Terra-Sol [unidades astronômicas]

$ESUN_{\lambda}$ = Irradiação solar exoatmosférica média [$W/(m^2 \mu m)$]

θ_s = Ângulo do zênite solar [graus^o]

Cada comparação foi feita a partir de duas cenas de uma mesma área, que datam de anos diferentes. Abaixo estão os resultados do modelo linear para os anos de 2000 e 2018. As cenas foram obtidas dos satélites Landsat 4-5, Landsat 7 e Landsat 8, datadas de 2000 e 2018. As bandas utilizadas foram aquelas que correspondem ao espectro do visível e têm resolução de 30 m. O tempo de revisita para uma mesma área é de 16 dias. As imagens utilizadas foram as mais próximas possíveis entre si em termos de dias julianos para cada ano, a fim de diminuir os efeitos da sazonalidade, possibilitando a comparação entre os resultados obtidos. Damos prioridade para datas que correspondessem a estação seca. Para fins de comparação, todas as imagens tiveram seu histograma padronizado (figura 13).

Figura 13: Histograma da composição RGB e do erro das imagens. (a) fração Red; (b) fração Green; (c) fração Blue; (d) distribuição do erro. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Podemos observar que algumas alterações que são identificáveis pelo modelo, também podem ser notadas pelas imagens MODIS (figura 14). Nota-se que, para essa escala, parte significativa das alterações pode ser identificada em ambas as imagens. Essa imagem sugere que locais em que as alterações foram intensas, com grandes áreas perdendo floresta, as imagens MODIS podem ser eficientes para se identificar o desmatamento. Tanto pelas imagens MODIS quanto pelo modelo SVD notamos que as principais alterações ocorrem fora das TIs, RESEXs e RDSs.

Figura 14: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018. Org. Marcelo Hideki Yamane.

No entanto, algumas alterações acabam sendo mais difíceis de identificar, uma vez que essas imagens possuem diferenças de precisão. Além disso, o modelo linear consegue ressaltar melhor a diferença entre solo exposto, floresta e cultura (figura 15). Algumas alterações que podem ser identificadas pelas imagens MODIS não podem ter os limites tão facilmente visualizáveis. Esses limites são bem mais claros pelo modelo.

Figura 15: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Algumas alterações que ocorrem no interior das Áreas Protegidas não podem se facilmente visualizadas na nossa análise mais geral com as imagens MODIS (figura 16). Parte das alterações que ocorrem no interior da TI são perceptíveis de forma bem clara pelo modelo.

Figura 16: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018. Org. Marcelo Hideki Yamane.

O exemplo a seguir também mostra como áreas protegidas podem funcionar como barreira ao desmatamento (figura 17). As alterações são observadas principalmente fora dessas áreas, tanto pelas imagens MODIS quanto pelo modelo linear de mistura espectral.

Figura 17: Comparação entre as imagens MODIS e Landsat para os anos de 2000 e 2018. (a) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão em imagens MODIS para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2000; (d) composição RGB das frações substrate (red), vegetation (green) e dark (blue) do modelo linear de mistura espectral de imagem Landsat para o ano 2018. Org. Marcelo Hideki Yamane.

3.4. Considerações sobre o capítulo

Todas as análises foram realizadas com auxílio do software ENVI 5.3., o que inclui as análises estatísticas e a elaboração do modelo linear de mistura espectral. O layout das imagens foi elaborado com o auxílio do software QGIS 2.18.27. Os resultados são apresentados no capítulo a seguir.

A comparação do produto gerado pelas imagens MODIS com o modelo linear de mistura espectral indica que as alterações, considerando os limites de precisão da imagem, podem ser detectadas pelas imagens MODIS, que são base de nossa análise.

Entretanto, como mostrado anteriormente, algumas alterações que ocorreram no interior dessas APs não podem ser facilmente identificadas em nossa pesquisa. O produto gerado pelas imagens MODIS não permite identificar alterações que ocorrem em escala fina, como a extração seletiva de madeira e também não nos permite dar estimativas precisas de taxas de desmatamento.

4. Desmatamento na Amazônia e o papel das Áreas Protegidas habitadas por populações tradicionais na Amazônia

4.1. Um breve histórico sobre desmatamento na Amazônia Legal

A Amazônia é um importante bioma, com grande biodiversidade. Ela é responsável por significativo estoque de carbono (YANG et al., 2018) e por prestar outros serviços ambientais, tais como regulação climática, produção de alimentos, matéria prima, etc. (STRAND et al., 2018).

No entanto, há diversos problemas que ameaçam tanto a segurança social, quanto ambiental. Dentre os principais, podemos destacar: as grandes obras de desenvolvimento; a crescente demanda por commodities; as políticas de assentamento rural não sustentáveis; a não completa implementação do Código Florestal e a resistência a ele; o lobby do agronegócio no congresso; a falta de garantia de posse de terras por pequenos produtores; e terras públicas que não estão sob nenhuma categoria de proteção ou que sejam destinadas aos assentamentos (há cerca de 80 milhões de ha de terras públicas que não estão em nenhuma dessas categorias) (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016).

Conflitos fundiários pelo acesso à terra é um problema com graves consequências sociais. Mas esses conflitos também trazem impactos ambientais, como aumento do desmatamento: aqueles que disputam as terras tendem a desmatar mais do que necessitariam em uma situação de maior equidade fundiária (BROWN; BROWN; BROWN, 2016).

Os dados do INPE sugerem que o desmatamento na Amazônia Legal apresentou queda significativa nos últimos anos (ver figura 4). Diversos motivos podem ser explicar essa queda. Dentre eles, estão a diminuição no preço das commodities, a expansão de áreas protegidas, incluindo as TIs, políticas governamentais de embargo econômico e restrição a acesso ao crédito para proprietários ligados ao desmatamento ilegal, pagamento por serviços ambientais e monitoramento por órgãos federais, como o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER – INPE) (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016).

Esse padrão de desmatamento não foi igual ao longo da trajetória de expansão da fronteira agrícola sobre a Amazônia Legal. Qin et al. (2019) identificam três fases distintas de desmatamento. A primeira, de 2001 a 2004, corresponde a uma

crescente taxa de desmatamento. Essa fase foi marcada pela expansão das áreas de pastagem e produção de soja em taxas elevadas (NEPSTAD et al., 2014).

A segunda, de 2005 a 2013, é marcada pela diminuição de desmatamento – os autores atribuem às políticas de intervenção no mercado de carne e soja a razão dessa diminuição. A terceira, entre 2013 e 2016, representa um novo aumento nas taxas de desmatamento (QIN et al., 2019).

Até 2006, o cultivo de soja também era um indutor direto de desmatamento, além das pastagens para criação de gado. Porém, após 2006, as pastagens passaram a ser a principal ameaça (Op. cit., 2019).

Nepstad et al. (2014) também divide em três fases o desmatamento na Amazônia Legal. 2004 aparece como um marco que encerra a primeira fase, corroborando com Qin et al. (2019). Durante esse período, a falta de um banco de dados com informações cadastrais das propriedades privadas dificultava a fiscalização das normas estabelecidas pelo Código Florestal para reserva legal. Além disso, as áreas protegidas, como UCs e TIs, eram estabelecidas a taxas lentas (NEPSTAD et al. 2014).

A partir de 2004, a fiscalização ganhou o sistema DETER, que funciona de maneira complementar ao PRODES. O sistema foi criado a fim de dar suporte para detecção de desmatamento quase em tempo real. Houve elaboração de planos federais para o combate de desmatamento, como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia, que facilitou a coordenação e colaboração entre ministérios, além de facilitar a ação da polícia federal e do Ministério Público (Op. cit., 2014).

O Plano de Ação para Prevenção e o Controle ao Desmatamento (PPCDAM) foi criado em 2004, coordenado pelo governo federal, com a participação de diversos ministérios e possui 4 eixos temáticos: 1) ordenamento fundiário e territorial; 2) monitoramento e controle ambiental; 3) fomento às atividades produtivas sustentáveis; 4) instrumentos econômicos e normativos (BRASIL, 2004).

Esse plano contribuiu de maneira significativa para redução do desmatamento na Amazônia Legal (JUSYS, 2018). Dentre suas metas, estava a criação de Unidades de Conservação, bem como medidas para desestimular o desmatamento por parte

dos fazendeiros, tais como estímulo à agrofloresta, aumento de produtividade e intensificação da fiscalização.

Em 2006, a “Moratória da Soja” estabeleceu que aqueles compradores participantes não mais comprariam soja em áreas desmatadas após 2006. Além disso, as áreas protegidas cresceram em 68%, criadas principalmente nas fronteiras de expansão agrícola (NEPSTAD et al., 2014). Nesse contexto, situa-se o Programa Regional de Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), lançado em 2002, destinado a financiar o manejo e gestão de UCs e o desenvolvimento sustentável, por meio da criação, expansão e fortalecimento das áreas protegidas (MMA, 2014).

Após 2006, Nepstad et al. (2014) afirmam que houve uma abordagem territorial do combate ao desmatamento. Nessa abordagem, a unidade básica de política pública era o município, em que se aplicava uma série de sanções para os produtores de municípios com maiores taxas de desmatamento. Também nesse período criou-se políticas positivas para os proprietários que se comprometessem com uma agricultura mais sustentável. Além disso, programas de Redução de emissões decorrentes do desmatamento e da degradação de florestas (REED+), buscavam atrair financiamento como compensação para se manter a floresta.

O REDD+ (compensações pela Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Floresta), pensado em 2013 no contexto do da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), é um mecanismo criado para compensar financeiramente a proteção dos estoques de carbono (IPAM, 2012). Essa política é vista como uma alternativa viável, sob perspectiva econômica, para a manutenção da floresta (NOGUEIRA et al., 2017).

Outros programas e ações também tiveram papel ativo no combate ao desmatamento, como o Fundo Amazônia. Este fundo foi criado por meio de decreto 6.527/08, e tem como objetivo financiar projetos de gestão de áreas protegidas, monitoramento, fiscalização, controle ambiental, manejo sustentável, recuperação de áreas desmatadas, entre outros. Até o final do 2018 foram 103 projetos apoiados, com recurso que somaram R\$ 1,9 bilhão (BRASIL, 2018).

Além disso, uma série de políticas públicas visando as propriedades foi estabelecida, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR) no Mato Grosso e Pará, que estabelece os limites de cada propriedade para agências ambientais regulatórias

estaduais. Também foram estabelecidas práticas para que as grandes processadoras de carne retirassem de sua cadeia de produção carne cujo gado tenham vindo de áreas desmatadas após 2009 (NEPSTAD et al., 2014).

Na esfera do monitoramento, além do sistema DETER, destaca-se também o PRODES. Trata-se de uma ferramenta que auxilia no combate ao desmatamento (SOARES-FILHO et al., 2014) e apresenta taxas anuais. As estimativas são feitas a partir de imagens Landsat, que permitem verificar sua evolução e identificar se as estratégias têm sido eficazes.

Entretanto, desde o estabelecimento do sistema PRODES, parece haver uma alteração no tamanho das áreas desmatadas na Amazônia Legal. Entre 1990 e 2005, a maior parte dos desmatamentos era de mais de 100 ha para uso de pastagens em terras privadas; hoje a maior parte é de até 50 ha e ocorre em terras públicas (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016). O desmatamento de pequenas áreas tem se intensificado não só em número, mas também em distribuição geográfica (KALAMANDEEN et al., 2018).

4.2. Um retrato atual do problema

Com a implementação do PRODES, em associação ao CAR, em 2008, as taxas de desmatamento caíram drasticamente: de 12000 km² por ano para 5000 km² por ano (RICHARDS et al., 2017). No entanto, sugerem os autores, depois de 2008, o padrão de desmatamento mudou para áreas não monitoradas pelo PRODES, como as florestas secundárias, pequenos fragmentos e mata ciliar.

As florestas secundárias muitas vezes exibem padrões de riqueza semelhantes aos das florestas primárias. Assim, ela permite a manutenção dos processos ecológicos, a depender da distância de áreas fontes, banco de sementes e o nível de degradação anterior à recuperação (CHAZDON, 2008).

Richard et al. (2017) destacam que o caso do Pará e Mato Grosso, cuja demanda por novas terras para agricultura permitiu que os proprietários, os quais deveriam fazer cadastro no CAR, tivessem maior chance de conhecer o monitoramento do PRODES e, portanto, maiores chances de burlá-lo. Dessa forma, sugerem os autores, o PRODES deixou de ser um indicador confiável para estimativa do total de desmatamento na Amazônia Legal. A conclusão está baseada na comparação do

padrão observado pelo PRODES com os dados do Global Forest Change e Fire Information for Resource Management System.

Qin et al. (2019), por exemplo, afirmam que a área de floresta seria 15% maior do que estimado pelo PRODES. Por outro lado, a taxa de desmatamento seria o dobro do estimado pelo sistema para 2000 a 2017 (QIN et al., 2019).

Porém, há ainda outros sistemas oficiais (além do PRODES e DETER) que são utilizados no monitoramento de forma complementar: DETEX, para extração seletiva; DEGRAD, para degradação de floresta; DETER-B, para pequenas parcelas de degradação de floresta e TerraClass, para monitoramento de florestas secundárias e outros tipos de uso (RAJÃO; MOUTINHO; SOARES, 2017).

O monitoramento dessas demais formações além da floresta primária é importante porque elas também estão sujeitas ao desmatamento. Tyukavina et al. (2017), ao analisar o desmatamento entre 2000 e 2013, identificou que a maior parte das alterações aconteceram na floresta primária, com destaque para a pastagem como principal ameaça. Ainda assim, cabe apontar que, em 2013, desmatamento em florestas secundárias, Cerrados em estágio primário e secundário somados corresponderam a 53% do desmatamento na Amazônia Legal. Ainda assim, o Cerrado recebe bem menos atenção se comparado à Amazônia: a maior parte das áreas não protegidas na Amazônia Legal se localiza no Cerrado (FREITAS et al., 2018).

Tyukavina et al. (2017) também apontam para altas taxas de desmatamento no Pará e Mato Grosso. A pesquisa mostra que Mato Grosso, Tocantins e Maranhão foram os que mais perderam área de Cerrado no período. Destaca-se também a supressão de floresta primária para agricultura no Mato Grosso (18%) (diferente da maioria dos estados, cujo principal fator de pressão é hoje a pecuária). Além disso, o Amapá e Roraima perderam floresta principalmente para desmatamentos para agricultura em pequena escala. Cerrado, no Mato Grosso, foi o bioma que mais perdeu área para agricultura.

No entanto, alterações nesse bioma podem afetar no balanço hídrico de toda Amazônia Legal e podem levar a diminuição da precipitação, principalmente no Arco do desmatamento, o que potencializaria a expansão do Cerrado ou florestas

decíduas no lugar que hoje a floresta amazônica ocupa (MALHADO; PIRES; COSTA, 2010).

Na zona de expansão agrícola nos estados da Bahia, Tocantins, Maranhão e Piauí, há dados que apontam para correlação entre desmatamento do Cerrado e diminuição das taxas de evapotranspiração nos períodos mais secos do ano (SPERA et al., 2016). Considerando a relação entre o Cerrado e a Amazônia, é preciso tentar diminuir os impactos da mudança de uso no bioma, protegendo-o.

A questão das alterações no balanço hídrico é preocupante porque há indícios de que existe uma estrita relação entre o desmatamento e a prolongação de períodos de seca na Amazônia Legal. Em anos de maior intensidade de seca, as taxas de desmatamento foram, em média, maiores (QIN et al., 2019).

Isso impacta diretamente sobre a resiliência da floresta. Os períodos de seca serão intensificados até o final do século. Isso vai deixar a floresta mais vulnerável ao fogo e eventos de seca, principalmente a sudoeste, causando alterações bioclimáticas (ZEMP et al., 2017).

As secas e queimadas desempenham papel na estrutura, diversidade e funcionamento das florestas. Menores taxas de umidade influenciam na saúde das árvores, causando maior mortalidade, além de diminuir a capacidade das florestas de absorver carbono da atmosfera (BRANDO et al., 2019).

Em geral, a fotossíntese diminui em áreas em que os períodos de seca são prolongados e que possuem precipitação anual menor de 2000 mm. Isso significa que a diminuição na precipitação na floresta amazônica poderia afetar a fotossíntese em áreas em que a precipitação fosse inferior a esse valor (BRANDO et al., 2019).

Esse problema é potencializado pela extração seletiva de madeira, que é mais difícil de ser quantificada em larga escala (ASNER et al., 2005). Entre 1999 e 2002, se for considerada essa extração seletiva de madeira, a taxa de degradação da floresta por atividades humanas pode ser o dobro do que estimado pelo INPE até aquele período. Dentre os estados em que houve mais extração seletiva, estão o Mato Grosso e o Pará.

Essas alterações foram notadas para a Amazônia entre 2003 e 2008, por exemplo. O aumento no número de anos mais secos e na intensidade fez com que a floresta perdesse biomassa e diminuísse sua capacidade de absorver carbono (YANG et al.,

2018). Segundo os autores, os efeitos sobre a floresta continuaram mesmo depois dos anos de estiagem prolongada. Isso indica que a floresta pode levar um tempo para se recuperar dos longos prolongados episódios de estiagem.

O aumento da seca também reflete no aumento de incidência de incêndios. Enquanto os dados oficiais sugerem uma diminuição do desmatamento, o número de anos mais secos seguidos de incêndios tem aumentado, o que representa a manutenção da emissão de altas taxas de carbono, apesar da diminuição nas taxas de desmatamento (ARAGÃO et al., 2018).

Aragão et al. (2018) apontam que as florestas que sofreram alterações antrópicas podem ficar mais secas por conta do dossel mais aberto, microclima menos úmido e maior disponibilidade de combustível, transformando a Amazônia em uma floresta mais propensa a incêndios.

Nos últimos anos, tem aumentado os incêndios associados a anos mais secos. Por exemplo, os incêndios associados ao ano de 2015, considerado um ano mais seco do que a média, ocorreram principalmente em áreas fora do arco do desmatamento. Segundo os autores, os incêndios têm sido gradativamente desassociados aos desmatamentos, o que sugere que estamos caminhando para um outro padrão de incêndios, que historicamente estiveram majoritariamente relacionados ao desmatamento (ARAGÃO et al., 2018).

Apesar dessa nova tendência, as queimadas ainda estão muito associadas ao desmatamento. As queimadas em 2019 são particularmente representativas dessa relação, sendo mais intensas nos períodos mais secos do ano (SILVÉRIO et al., 2019). Segundo apontam os autores, houve aumento nas queimadas em 2019 se comparado aos quatro anos anteriores, não sendo explicados apenas pelo período de estiagem, uma vez que esta foi menos intensa se comparado aos anos anteriores.

A função que esses incêndios desempenham é de limpeza nas áreas desmatadas (SILVÉRIO et al., 2019). No entanto, há diversas práticas associadas também ao uso do fogo na Amazônia, o que não significa que necessariamente todas elas tenham o mesmo peso nas emissões de carbono e sejam igualmente nocivas (CARMENTA; COUDEL; STEWARD, 2019).

Algumas práticas, quando criminalizadas, podem marginalizar ainda mais, segundo os autores, pequenos produtores e comunidades que fazem uso dessa técnica, uma vez que eles podem vir a fazer incêndios clandestinos ou abandonar a área se o fogo começar a sair de controle, com medo de alguma punição. Dessa forma, a criminalização irrestrita falha no combate ao incêndio descontrolado, sem mitigar os riscos. O modelo atual de proibição do fogo pode dificultar a elaboração de soluções possíveis para prevenção aos incêndios sem controle, dada a ausência de alternativas viáveis ao uso do fogo (CARMENTA; COUDEL; STEWARD, 2019).

Mesmo se considerarmos a taxa de desmatamento apontado pelos dados oficiais, o Brasil continua a ser o maior emissor de carbono por desmatamento no mundo, sendo a maior parte dele ilegal (ZARIN et al., 2016). Esses resultados de aumento de desmatamento e queimadas nos últimos anos comunga com a tendência de maior flexibilização das leis ambientais e fiscalização.

Com as mudanças no Código Florestal, por exemplo, cerca de 90% das propriedades rurais no país foram anistiadas de recuperação das áreas desmatadas ilegalmente. Essas alterações podem ter dado a impressão de impunidade pelos crimes ambientais, sugerindo que eles podem inclusive ser perdoados em futuras reformas da lei (SOARES-FILHO et al., 2014).

Esse movimento se tornou mais forte após o impeachment da presidente Dilma Rousseff, com mobilização para enfraquecimento de leis e regulamentações ambientais, dificuldade na demarcação de unidades de conservação, terras indígenas e a flexibilização de certos usos, como a abertura de terras indígenas para a mineração (FEARNSIDE, 2016).

A mineração, para além do impacto direto que causa, possui estreita relação com o desmatamento, tanto nas áreas licenciadas para o uso, quanto no seu arredor (SONTER et al., 2017). Assim, a liberação de terras indígenas para a mineração, por exemplo (PL3682/2012; PL1610/ 1996), é uma ameaça à conservação.

Seus impactos sobre o desmatamento podem ser superiores a 70 km de distância das áreas licenciadas. Fora dessas áreas, o desmatamento foi até 12 vezes maior do que nas áreas licenciadas, sendo responsável por cerca de 9% de todo o desmatamento na Amazônia Legal desde 2005 (SONTER et al., 2017). Isso porque

essa atividade é fator de crescimento de novas estradas, expansão da malha urbana e outras atividades secundárias a ela associadas.

Os resultados sugerem a importância de se pensar em estratégias para mitigar os impactos dessa atividade, considerando também seus efeitos para além da própria área mineirada (SONTER et al., 2017).

4.3. O papel das RDSs, RESEXs e TIs no combate ao desmatamento

As áreas protegidas, como as UCs e as TIs, são um dos caminhos para se preservar o bioma. A situação política atual demanda a necessidade de fortalecimento e expansão do número de áreas protegidas. Essas áreas previnem a privatização de terras públicas (BRITO et al., 2019).

Existem diversos critérios para se selecionar uma área a ser protegida. Há aqueles, por exemplo, que sugerem que se considere as mudanças climáticas para se selecionar áreas mais estáveis climaticamente (SOBRAL-SOUZA et al., 2018). Outros apontam que elas são mais importantes em áreas de maior pressão, como o Arco do desmatamento (MALHADO; PIRES; COSTA, 2010). Se, justamente, o objetivo é pensar em estratégias para se combater o desmatamento, esse último critério parece ser a abordagem mais coerente.

Essa importância aumenta se considerarmos que a maior parte do estoque de carbono na Amazônia Legal está localizada em área protegida (NOGUEIRA et al., 2017). As TIs, por exemplo, são responsáveis por cerca de 32% de todo o estoque de carbono, o que é mais do que todo o estoque de países como a Indonésia ou República Democrática do Congo (WALKER et al., 2014).

Essas áreas já são reconhecidas há algum tempo com relação ao seu papel no combate ao desmatamento. Asner et al., por exemplo, mostrou que, entre 1999 e 2002, as TIs foram em média mais eficazes contra extração seletiva de madeira em comparação ao seu entorno (ASNER et al., 2005).

Pfaff et al. (2015) pesquisaram a eficácia de áreas protegidas quanto ao desmatamento, considerando sua localização e os elementos de pressão. Sabe-se que algumas áreas protegidas estão sob maior pressão do que outras, o que demanda ponderar essa variável ao se observar a eficácia entre as diversas áreas protegidas (ASNER et al., 2005).

Entre 2000 e 2008, dados apontam que as áreas protegidas diminuíram a taxa de desmatamento, caso não estivessem nos locais em que se encontram. No entanto, sua importância foi maior entre 2000 e 2004. Nos anos seguintes, outras políticas ajudaram a reduzir as taxas de desmatamento, diminuindo o peso dessas Áreas Protegidas. Um dado interessante é que as Áreas Protegidas localizadas próximas de estradas ou cidades tiveram maior influência enquanto barreira ao desmatamento. Cabe refletir sobre a importância do planejamento no que concerne à localização dessas áreas e a importância delas para se enfrentar esses indutores de desmatamento (PFAFF et al., 2015).

Jusys (2018), segue um caminho semelhante, analisando o padrão de desmatamento em áreas protegidas e entorno por meio dos dados de desmatamento fornecido pelo sistema PRODES. O autor considerou apenas as áreas protegidas que possuíam algum acesso por estradas (oficiais ou não), uma vez que as áreas protegidas sem acesso por estrada não estavam tão propensas a serem desmatadas e, portanto, sua eficácia para conter o desmatamento não pode necessariamente ser respondida pela presença da área protegida, mas pela dificuldade de acesso. Os dados foram divididos em quatro períodos: 2001-2004, 2005-2008 e 2009-2014.

O estudo mostrou que UCs de uso sustentável foram, em média, mais eficazes para combater o desmatamento do que TIs em algumas áreas. Dessa forma, a pesquisa sugere que alguns locais são mais favoráveis a um determinado tipo de área protegida do que outro. Em alguns outros casos, as UCs de uso sustentável atraíram o desmatamento. Isso não quer dizer que essas áreas devam ser desconsideradas pelo seu valor para conservação, uma vez que a pesquisa não considera outros fatores, como o combate a extração seletiva de madeira, mineração, caça, entre outros (PFAFF et al., 2015).

A pesquisa aponta também para uma mudança nos padrões de desmatamento e na eficácia dessas áreas protegidas. As UCs de proteção integral foram, segundo o autor, mais eficazes para combater o desmatamento do que as TIs. Além disso, algumas UCs de uso sustentável estão perdendo eficácia para barrar o desmatamento (JUSYS, 2018).

Esses resultados podem não ser unânimes, já que Qin et al. (2019) aponta que áreas protegidas ajudaram a conter o desmatamento entre 2000 e 2017 na Amazônia Legal, possuindo taxas menores se comparadas ao exterior (aproximadamente 11% da taxa de desmatamento acumulado, ainda que tenham cerca de 50% da área de floresta).

Outro fator de preocupação é que as áreas protegidas podem estar perdendo a capacidade de barrar pequenos focos de desmatamentos no seu interior (KALAMANDEEN et al., 2018). Os autores sugerem a necessidade de aprimorar a fiscalização desse tipo de processo, que é mais difícil de monitorar (JUSYS, 2018).

Mas, de qualquer forma, as pesquisas recentes suscitam preocupação e necessidade de se aprofundar o debate. As ameaças estão de fato presentes e podem comprometer a eficácia dessas áreas. É necessário o acesso a fundos e pessoal para sua implementação para que elas efetivamente sejam capazes de desempenhar suas finalidades. Porém, muitas das áreas que já foram criadas têm deficit nesses recursos (KALAMANDEEN et al., 2018).

Freitas et. al. (2018) apontam para a situação de vulnerabilidade que está boa parte das comunidades tradicionais e indígenas, o que pode ameaçar e comprometer a capacidade deles de conservar suas áreas. O aumento recente no desmatamento de algumas das TIs (Tabela 1) ajuda a ter dimensão da gravidade do problema.

Terra Indígena	Desmatamento 2016 (ha)	Desmatamento 2017 (ha)	Variação relativa (%)
TI Cachoeira Seca do Iriri (PA)	1320	1625	23,11
TI Ituna/Itatá (PA)	230	1349	486,52
TI Kayapó (PA)	348	891	156,03
TI Peneri/Tacaquiri (AM)	22	806	3563,64
TI Uru-Eu-Wau-Wau (RO)	566	675	19,26
TI Apyterewa (PA)	532	563	5,83
TI Sete de Setembro (RO/MT)	143	522	265,03
TI Karipuna (RO)	348	429	23,28
TI Mundurucu (PA)	233	414	77,68
TI Menku (MT)	78	397	408,97

Tabela 1: As dez Terras Indígenas mais desmatadas em 2017. Fonte: ISA. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Os autores defendem a necessidade de trazer mais incentivos econômicos, como o pagamento por serviços ambientais. No entanto, a política tem caminhado no

sentido contrário, pelo enfraquecimento de leis ambientais e regulações, redução nos investimentos públicos de projetos socioambientais (NOGUEIRA et al., 2017). Soma-se a isso o processo de fragmentação das florestas, que deixa as áreas protegidas ainda mais vulneráveis (QIN et al., 2019).

Essa tendência de enfraquecimento das áreas protegidas parece ser uma tendência mundial. Pesquisas têm apontado para o deterioramento dessas áreas por meio de um processo conhecido como PADD (Protected Area Downgrading, Downsizing and Degazettement), que consiste ou na permissão de mais atividades humanas (downgrading), redução de seu tamanho (downsizing) ou perda de seu status de área protegida (degazettement) (FREITAS et al., 2018).

No Brasil, segundo os autores, os fatores que mais influenciam sobre esse processo são a construção de barragens e assentamentos rurais. Esse problema ocorre a despeito do Programa Regional de Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), visto que a criação de áreas protegidas está estagnada, enquanto cresce o PADD (PACK et al., 2016). As UCs e TIs de maior extensão são as mais ameaçadas por esse problema. Dessa forma, faz-se necessário investigar se essas áreas protegidas ainda desempenham um papel importante no combate ao desmatamento na Amazônia Legal.

4.3.1. Resultado de nossas análises

Este tópico apresenta os resultados obtidos em nossa análise, com o objetivo de verificar o papel hoje de Terras Indígenas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas. O período considerado foi de 2000 a 2018.

Primeiramente, apresentaremos exemplos específicos, com algumas áreas protegidas e seu entorno, mostrando alguns históricos de pixel para ilustrar os processos que ocorreram e ocorrem na área. Em seguida, apresentaremos um quadro com histórico de desmatamento dividido em seis períodos: 2000-2003, 2003-2006, 2006-2009, 2009-2012, 2012-2015 e 2015, 2018. Por fim, apresentaremos o desmatamento total entre 2000 e 2018, seguido de exemplos em maior detalhe a fim de ter uma ideia mais clara do que acontece nessas Áreas Protegidas.

Como podemos observar, RESEXs e RDSs também desempenham papel como barreira ao desmatamento. A figura 18 mostra que houve desmatamento no entorno

dos territórios habitados por essas populações, exemplificadas pelo histórico do pixel 3. No caso do pixel 4, nota-se um padrão comum para a Amazônia Legal, que é a mudança de uso de pastagem para agricultura entre 2013 e 2014. Os pixels 1 e 2 mostram um padrão típico de áreas florestadas, em que não se identifica um ciclo bem definido.

Figura 18: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta com queda abrupta do valor do pixel entre 2004 e 2005, indicando perda de vegetação e posterior crescimento e outro desmatamento a partir de 2009 e ciclos bianuais a partir de 2012; (3) padrão de vegetação seguido por ciclos anuais a partir de 2005 e ciclos bianuais a partir de 2015; (4) alteração de padrão de vegetação natural para ciclos anuais entre 2003 e 2005. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Na figura 19 podemos observar que os pontos 1 e 2 mantêm um padrão de vegetação natural, ainda que as respostas sugiram que se trate de formações vegetais distintas uma das outras. O ponto 2 exibe um padrão mais característico de florestas, enquanto o ponto 1 exibe um padrão que pode sugerir se tratar de uma

floresta secundária. Os pontos 3 e 4, por sua vez, mostram alterações no exterior, visíveis pela comparação entre as imagens e pelo padrão espectral dos pontos, com alterações por volta de 2005 (pontos 3 e 4).

Figura 19: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão de vegetação natural, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (3) padrão de vegetação natural seguido por ciclos anuais a partir de 2015; (4) alteração de padrão de vegetação natural a partir de 2005. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Na figura 20, a pressão sobre os territórios é evidente ao se comparar as duas imagens, com o aumento significativo de áreas de pastagem. É interessante notar a ocorrência de desmatamento no interior da TI (ponto 2), mas que é marcada por posterior regeneração da floresta. O ponto 4 mostra que esse ponto passou a ter uma prática agrícola, em que claramente se distingue um padrão de dois ciclos de cultura por ano.

Alguns pesquisadores defendem que a intensificação na agropecuária poderia ser um caminho para redução do desmatamento (DIAS et al., 2016). No caso da

Amazônia Legal, o que geralmente se observa em regiões como o Mato Grosso, por exemplo, é a alternância entre cultivo de soja e milho na agricultura (PACK et al., 2016).

Figura 20: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão no ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta com queda abrupta do valor do pixel por volta de 2013, indicando perda de vegetação e posterior regeneração; (3) padrão de cultura com ciclos anuais; (4) alteração de padrão de vegetação natural para ciclos anuais em 2005 e aumento de produtividade por volta de 2015. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Porém, no caso da América Latina, o aumento na produtividade na pecuária não necessariamente resulta em diminuição, pois há demanda por novas áreas. Uma vez que sua produção é voltada para exportação, a maior produtividade pode levar o produtor a procurar aumentar seu rebanho em novos pastos, a fim de aumentar sua renda (DIAS et al., 2016). No caso do Brasil, segundo os autores, nas áreas de expansão da fronteira agrícola, onde o preço das terras são baixos. Assim, a

intensificação da produção de gado coincide com a expansão das terras, com a substituição das pastagens por agricultura.

O caso abaixo exemplifica essa ideia, em que observamos o desmatamento e a intensificação agrícola, com áreas que produzem duas culturas por ano (figura 21). No interior da TI (ponto 1) a área se mantém florestada de maneira geral ao compararmos as duas imagens. O ponto 1 indica essa tendência, ao exibir um padrão típico de floresta. Destacamos o ponto 2, que mostra a regeneração da floresta. Essa floresta secundária, que não é mais computada por sistemas como o PRODES, por exemplo, deu lugar à agricultura, em que notamos dois ciclos anuais (distinguível visualmente pelos tons em rosa na imagem b). O ponto 4 mostra a presença de agricultura no interior de uma Terra Indígena, de menor produtividade (com um ciclo anual), e que se estende até 2018 pelo menos.

Figura 21: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão típico de floresta, sem ciclos definidos; (2) padrão típico de floresta com queda abrupta do valor do pixel entre 2004 e 2005, indicando perda de vegetação e posterior crescimento e outro desmatamento a partir de 2009 e com dois ciclos por ano a partir de 2012; (3) padrão de vegetação seguido por ciclos anuais a partir de 2005 e dois ciclos por ano a partir de 2015; (4) alteração de padrão de vegetação natural para ciclos anuais entre 2003 e 2005. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Este terceiro exemplo também mostra a tendência de que essas alterações avancem em direção às terras protegidas (figura 22). Notamos alterações que chegam próximas do limite da TI. O ponto 3 ilustra essa tendência, com alteração a partir de 2005. Com exceção do ponto 1, cujo padrão não permite identificar ciclos anuais claros, os demais pontos ilustram a presença da agropecuária na região.

Figura 22: Composição RGB de desvio padrão e média para 2000 e 2018 e histórico de pixel. (a) Composição RGB da média e desvio padrão para o ano hidrológico entre 2000 e 2001; (b) Composição RGB da média e desvio padrão para território indígena para o ano hidrológico entre 2017 e 2018; (c) Histórico do pixel em quatro pontos distintos: (1) padrão de vegetação natural, sem ciclos definidos; (2) padrão com ciclos anuais definidos; (3) padrão de vegetação natural seguido por ciclos anuais a partir de 2005; (4) padrão de vegetação natural seguido por ciclos anuais a partir de 2004. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Num panorama mais geral, apresentamos o desmatamento entre 2000 e 2018, divididos em intervalo de desmatamento de 3 em 3 anos (figura 23). Nós podemos notar que há alterações para essa escala de análise durante todo o período analisado. Visualmente, o intervalo de 2009 e 2012 parece ser o que apresenta menor quantidade de pontos de desmatamentos. Isso vai ao encontro dos resultados de (KREIDENWEIS et al., 2018). Destacamos também o último período, de 2018 a 2015, em que parece haver aumento na quantidade de alterações tanto no interior quanto no exterior das áreas protegidas se compararmos com o período anterior. O ponto importante, para nossa análise, é destacar que a maior parte das alterações, ao longo do período, aconteceram no exterior das áreas protegidas.

Figura 23: Evolução do quadro de desmatamento em 6 períodos distintos: 2018-2015, 2015-2012, 2012-2009, 2009-2006, 2006-2003 e 2003-2000. Org. Marcelo Hideki Yamane.

Observando o desmatamento acumulado, de 2000 a 2018 (figura 24), esse aspecto fica mais claro. Nossa análise aponta que as Terras Indígenas, as Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas tenderam a preservar mais a estrutura da floresta do que seu entorno, ainda que haja alterações no interior dessas áreas, conforme apresentado ao longo da discussão deste capítulo.

Figura 24: Desmatamento na Amazônia Legal entre 2000 e 2018. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Observando em detalhe (figura 25), notamos que muitas alterações estão próximas das áreas protegidas, muitas vezes atingindo o limite dessas áreas. Em alguns casos, essas alterações conseguem atingir o interior das áreas protegidas. No entanto, de forma geral, parece haver maior tendência dessas alterações ocorrerem fora dos limites das áreas protegidas.

Destacamos a importância das TIs a sul da Amazônia Legal, dado que há grande pressão de desmatamento naquela região, principalmente no estado do Mato Grosso. O peso dessas terras cresce se considerarmos que não existem RDS ou RESEX nessa área.

Figura 25: Exemplos de desmatamento em Terras Indígenas e RESEX e RDS entre 2000 e 2018. Org.: Marcelo Hideki Yamane.

Segundo Walker et. al. (2014), mais da metade do bioma amazônico (53%) está sob risco, o que representa cerca de 40% das TIs e 30% das demais áreas protegidas. Assim, torna-se muito importante criar condições para que as populações consigam se manter.

Isso demanda políticas que vão além da gestão das áreas protegidas, mais amplas, e que envolvam instituições e questões de governança nas mais diversas escalas (QIN et al., 2019).

Dessa forma, no caso das Terras Indígenas, considerando a importância dessas áreas e a pressão a que estão submetidas, parece ser necessário pensar em mecanismos que visem atenuar essas ameaças, como é a função das zonas de amortecimento para as UCs.

É preciso também pensar em políticas que se debrucem sobre as propriedades privadas e que estimulem os proprietários a manterem a floresta, dado que a agricultura é ameaça à biodiversidade maior do que as mudanças climáticas e as espécies invasoras (SCHLEICHER; PERES; LEADER-WILLIAMS, 2019). Além disso, é preciso ter atenção a alguns indutores de desmatamento, como as estradas, que ameaçam algumas áreas protegidas e ajudam no avanço do arco do desmatamento sobre a floresta (KREIDENWEIS et al., 2018).

Quanto às limitações de nossa pesquisa, apesar da vantagem da quantidade de imagens de boa qualidade da série MODIS, que permite uma análise temporal em escala regional, nosso trabalho tem um limite de escala, que não consegue identificar alterações menores que 0,062 km², por conta do tamanho do pixel das imagens MODIS, que tem precisão de 250 m.

Dessa forma, nosso trabalho não consegue tratar dos processos de degradação da floresta, por exemplo, que também são responsáveis pela perda de biodiversidade e estoque de carbono e são menos comuns nos estudos (NOGUEIRA et al., 2017). Esses processos são mais difíceis de monitorar, conforme sugere (BARLOW et al., 2016). As técnicas de subtração de banda com imagens MODIS nos permitiram observar pontos de desmatamento, mas não nos permite identificar a extração seletiva de madeira.

Por fim, também não apresentamos nenhuma estimativa de desmatamento, seja para o interior, seja para o exterior dessas áreas protegidas, o que poderia contribuir para enriquecer nossa análise.

5. Consideração Final

A pesquisa sugere que as Áreas Protegidas habitadas pelos povos indígenas e populações tradicionais têm importante papel no enfrentamento da questão do desmatamento.

Em relação à avaliação feita sobre esses territórios, a pesquisa mostra de forma clara a estabilidade temporal dos pixels dentro das áreas protegidas, em contraste às mudanças no entorno. Mostramos de forma simples a substituição da vegetação nativa por outros usos em escalas abrangentes, sem a necessidade de compor mosaico com muitas imagens para cobrir a área de estudo. Quando as alterações ocorrem, a história dos pixels mostra o tipo de mudança (abrupta, gradual) e os tipos de ciclos.

As TIs, RESEXs e RDSs têm um papel estratégico na manutenção da estrutura espacial da floresta amazônica, na sua integridade, no barramento não só do desmatamento, mas do processo de fragmentação e retalhamento da paisagem.

Políticas públicas devem garantir a manutenção desses territórios e viabilizar as suas existências a longo prazo. Esse problema tem ganhado destaque na imprensa nacional e internacional diante do aumento das taxas de desmatamento recentes e diante do questionamento acerca do tamanho e forma de uso de Terras Indígenas e demais Áreas Protegidas

O fato das Terras Indígenas estarem em locais de grande pressão do agronegócio levanta a reflexão sobre a necessidade de se pensar em algum mecanismo similar às zonas de amortecimento, presente nas Unidades de Conservação. Essas zonas de amortecimento poderiam diminuir as pressões que essas áreas sofrem tanto do ponto de vista ambiental (desmatamento, caça ilegal e garimpo, por exemplo), quanto da garantia da reprodução material e cultural deles, afinal, não são incomuns os casos de denúncias de ameaças a esses povos ou mesmo de agressão e assassinatos. Dessa forma essas áreas, cumpririam um duplo papel de proteção: dos modos de vida desses grupos e das florestas em seu interior.

Essa discussão ganha força se considerarmos que as Áreas Protegidas são ligadas ecologicamente ao seu entorno, sendo influenciado pelos processos que ocorrem fora delas, o que sugere a importância de se proteger essas áreas também (LAURANCE et al., 2012).

O problema deve ser enfrentado de forma abrangente, para além das Áreas Protegidas, sem perdê-las de vista. É preciso reforçar as políticas que visem também as propriedades privadas, que tratem da questão de forma global, envolvendo os inúmeros setores e agentes.

6. Referência

- ABREU, F. DE A.; SOUZA, J. DO S. A. Dinâmica espaço-temporal de focos de calor em duas terras indígenas do Estado de Mato Grosso: Uma abordagem geoespacial sobre a dinâmica do uso do fogo por Xavantes e Bororos. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 1, p. 1–10, 2016.
- ADAMS, C. et al. Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atlantic Rainforest (Brazil). **Human Ecology**, v. 41, n. 1, p. 119–137, 2013.
- ADAMS, J. B.; SMITH, M. O.; JOHNSON, P. E. Spectral mixture modeling: A new analysis of rock and soil types at the Viking Lander 1 site. **Journal of Geophysical Research**, v. 91, n. B10, p. 10513, 1986.
- APARECIDA, M.; PIMENTEL, S.; RIBEIRO, W. C. Populações tradicionais e conflitos em áreas protegidas Populações tradicionais e conflitos em áreas protegidas. **GeoUSP**, v. 20, p. 15, 2016.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 2018.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in amazonian forests with implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 2010.
- ASNER, G. P. et al. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005.
- BAI, L. et al. Spectral Unmixing Approach in Remotely Sensed Forest Cover Estimation: A Study of Subtropical Forest in Southeast China. **Physics Procedia**, v. 25, p. 1055–1062, 2012.
- BARBOSA, L. C. The People of the Forest against International Capitalism: Systemic and Anti-Systemic Forces in the Battle for the Preservation of the Brazilian Amazon Rainforest. **Sociological Perspectives**, v. 39, n. 2, p. 317–331, 1996.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.
- BOIT, A. et al. Large-scale impact of climate change vs. land-use change on future biome shifts in Latin America. **Global Change Biology**, v. 22, n. 11, p. 3689–3701, 2016.
- BRANDO, P. M. et al. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 47, n. 1, p. 555–581, 2019.

BRASIL. **PLANO DE AÇÃO PARA A PREVENÇÃO E CONTROLE DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA LEGAL**. Brasília: [s.n.].

BRASIL. **DECRETO Nº 6.040**, 2007.

BRITO, B. et al. Stimulus for land grabbing and deforestation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 6, p. 064018, 2019.

BROOKS, J. S. B.; WAYLEN, K. A. W.; MULDER, M. B. How national context, project design, and local community characteristics influence success in community-based conservation projects. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 52, p. 21265–21270, 2012.

BROWN, D. S.; BROWN, J. C.; BROWN, C. Land occupations and deforestation in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 54, p. 331–338, 2016.

CALEGARE, M. G. A.; HIGUCHI, M. I. G.; BRUNO, A. C. S. Povos E Comunidades Tradicionais: Das Áreas Protegidas À Visibilidade Política De Grupos Sociais Portadores De Identidade Étnica E Coletiva. **Ambiente & sociedade**, v. 17, n. 3, p. 115–134, 2014.

CALHEIROS, F. P.; STADTLER, H. H. C. Identidade étnica e poder: os quilombos nas políticas públicas brasileiras. **Revista Estudos Feministas**, v. 13, n. 1, p. 133–139, 2010.

CANEDO, G. (ED.). **Fundo Amazônia: relatório de atividades 2018**. Gerência d ed. [s.l.] Expressão Editorial, 2018.

CARMENTA, R.; COUDEL, E.; STEWARD, A. M. Forbidden fire: Does criminalising fire hinder conservation efforts in swidden landscapes of the Brazilian Amazon? **Geographical Journal**, v. 185, n. 1, p. 23–37, 2019.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893–903, 2009.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.

CUNHA, M. C. DA; ALMEIDA, M. W. B. DE. **Indigenous People, Traditional People, and Conservation in the Amazon**. Brazil: The Burden of the past; The Promise of the Future. **Anais...**Cambridge: The MIT Press, 2000

DA SILVA, S. R. **Negros na Mata Atlântica. territórios quilombolas e a conservação da natureza**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2008.

DIAS, L. C. P. et al. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, v. 22, n. 8, p. 2887–2903, 2016.

DORNELAS, M. et al. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. **Proceedings of The Royal Society. Biological sciences**, v. 280, p. 1–10, 2013.

EMPERAIRE, L.; PERONI, N. Traditional Management of Agrobiodiversity in Brazil: A Case Study of Manioc. **Human Ecology**, v. 35, n. 6, p. 761–768, 2007.

FEARNSIDE, P. M. Brazilian politics threaten environmental policies. **Science**, v. 353, n. 6301, p. 746–748, 2016.

FRASER, J. A. Caboclo Horticulture and Amazonian Dark Earths along the Middle Madeira River, Brazil. **Human Ecology**, v. 38, n. 5, p. 651–662, 2010.

FREITAS, F. L. M. et al. Who owns the Brazilian carbon? **Global Change Biology**, v. 24, n. 5, p. 2129–2142, 2018.

GODAR, J. et al. Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 43, p. 15591–15596, 2014.

HANSEN, M. C. et al. Comparing annual MODIS and PRODES forest cover change data for advancing monitoring of Brazilian forest cover. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 10, p. 3784–3793, 2008.

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of. **Science**, v. 850, n. November, p. 850–854, 2013.

HUETE, A. et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 195–213, 2002.

IPAM (ED.). **REDD no Brasil: um enfoque amazônico**. 3. ed. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2012.

JARDIM, D. F.; SALAINI, C. J. Batalha dos papéis: Notas sobre as tensões entre procedimentos escritos e memória na regularização fundiária de terras de quilombos no Brasil. **Universitas Humanística**, v. 80, n. 80, 2015.

JUSYS, T. Changing patterns in deforestation avoidance by different protection types in the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 13, n. 4, p. 1–16, 2018.

KALAMANDEEN, M. et al. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–10, 2018.

KAREIVA, P.; MARVIER, M. What Is Conservation Science? **BioScience**, v. 62, n. 11, p. 962–969, 2012.

KAWAKUBO, F. S. et al. Caracterização Atual do uso da Terra e da Cobertura Vegetal na Região da Terra Indígena Sangradouro/Volta Grande-Mato Grosso, Brasil. **Investigaciones Geográficas**, n. 53, p. 27–38, 2004.

KREIDENWEIS, U. et al. Pasture intensification is insufficient to relieve pressure on conservation priority areas in open agricultural markets. **Global Change Biology**, v. 24, n. 7, p. 3199–3213, 2018.

LAURANCE, W. F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290–293, 2012.

LEITE, I. B. O projeto político quilombola: desafios, conquistas e impasses atuais. **Revista Estudos Feministas**, v. 16, n. 3, p. 965–977, 2008.

LIMA, D.; POZZOBON, J. Amazônia socioambiental: sustentabilidade ecológica e diversidade social. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 45–76, 2005.

LIMA, T. A. et al. Comparing Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI imagery for monitoring selective logging in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 11, n. 8, p. 1–21, 2019.

LU, F. et al. Contrasting Colonist and Indigenous Impacts on Amazonian Forests. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 881–885, 2010.

MALHADO, A. C. M.; PIRES, G. F.; COSTA, M. H. Cerrado Conservation is Essential to Protect the Amazon Rainforest. **Ambio**, v. 39, n. 8, p. 580–584, 2010.

MALINGREAU, J. P.; EVA, H. D.; DE MIRANDA, E. E. Brazilian amazon: A significant five year drop in deforestation rates but figures are on the rise again. **Ambio**, v. 41, n. 3, p. 309–314, 2012.

MATOS, P. P.; NOBRE, I. D. M.; ALOUFA, M. A. I. Reserva De Desenvolvimento Sustentável: Avanço Na Concepção De Áreas Protegidas? **Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 3, p. 409–422, 2011.

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. 100125, 2016.

NELSON, A.; CHOMITZ, K. M. Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. **Plos ONE**, v. 6, 2011.

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. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 2014.

NILSSON, M. S. T.; FEARNSTIDE, P. M. Yanomami Mobility and Its Effects on the Forest Landscape. **Human Ecology**, v. 39, n. 3, p. 235–256, 2011.

NOGUEIRA, E. M. et al. Brazil's Amazonian protected areas as a bulwark against regional climate change. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 2, p. 573–579, 2017.

NOLTE, C. et al. Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 13, p. 4956–4961, 2013.

PACK, S. M. et al. Protected Area Downgrading, Downsizing, and Degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 197, p. 32–39, 2016.

PEREIRA, B.; DIEGUES, A. C. Conhecimento de populações tradicionais como possibilidade de conservação da natureza: uma reflexão sobre a perspectiva da etnoconservação. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, p. 37–50, 2010.

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.

QIN, Y. et al. Annual dynamics of forest areas in South America during 2007–2010 at 50-m spatial resolution. **Remote Sensing of Environment**, v. 201, n. August, p. 73–87, 2017.

QIN, Y. et al. Improved estimates of forest cover and loss in the Brazilian Amazon in 2000–2017. **Nature Sustainability**, 2019.

RAJÃO, R.; MOUTINHO, P.; SOARES, L. The Rights and Wrongs of Brazil's Forest Monitoring Systems. **Conservation Letters**, v. 10, n. 4, p. 494–495, 2017.

RAMOS, A. R. O paraíso ameaçado: sabedoria Yanomami versus Insensatez predatória. **Antípoda**, v. 1, p. 101–117, 2008.

RICHARDS, P. et al. Are Brazil's Deforesters Avoiding Detection? **Conservation Letters**, v. 10, n. 4, p. 469–475, 2017.

SANDBROOK, C. et al. The global conservation movement is diverse but not divided. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 4, p. 316–323, 2019.

SANTOS, M. N. et al. Saberes tradicionais em uma unidade de conservação localizada em ambiente periurbano de várzea: Etnobiologia da andirobeira (Carapa

guianensis Aublet). **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi:Ciencias Humanas**, v. 9, n. 1, p. 93–108, 2014.

SCHLEICHER, J.; PERES, C. A.; LEADER-WILLIAMS, N. Conservation performance of tropical protected areas: How important is management? **Conservation Letters**, n. February, p. 1–9, 2019.

SILVA, M. J. DA; SATO, M. Polissemia Dos Conflitos Ambientais Do Estado De Mato Grosso – Brasil. **REMEA - Revista Eletrônica do Mestrado de Educação Ambiental**, v. 24, p. 1–28, 2014.

SILVÉRIO, S. et al. **AMAZÔNIA EM CHAMAS**. Brasília: IPAM, 2019.

SMALL, C. The Landsat ETM+ spectral mixing space. **Remote Sensing of Environment**, v. 93, n. 1–2, p. 1–17, 2004.

SMALL, C. Spatiotemporal dimensionality and Time-Space characterization of multitemporal imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 793–809, 2012.

SMALL, C.; MILESI, C. Multi-scale standardized spectral mixture models. **Remote Sensing of Environment**, v. 136, p. 442–454, 2013.

SOARES-FILHO, B. et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 24, p. 10821–10826, 2010.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil ' s Forest Code Supplemental. **Science**, v. 344, n. April, p. 363–364, 2014.

SOBRAL-SOUZA, T. et al. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta Oecologica**, v. 87, n. January, p. 1–7, 2018.

SONTER, L. J. et al. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1–7, 2017.

SOULÉ, M. The “New Conservation”. **Conservation Biology**, v. 27, n. 5, p. 895–897, 2013.

SOUZA, D.; SMALL, C. Mapping and monitoring rice agriculture with multisensor Temporal Mixture Models. **Remote Sensing**, v. 11, n. 2, 2019.

SOUZA, C. M. et al. Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the brazilian amazon. **Remote Sensing**, v. 5, n. 11, p. 5493–5513, 2013.

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

STRAND, J. et al. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 657–664, 2018.

TYUKAVINA, A. et al. Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. **Science Advances**, v. 3, n. 4, p. 1–16, 2017.

WALKER, R. et al. Protecting the Amazon with protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 26, p. 10582–10586, 2009.

WALKER, W. et al. Forest carbon in Amazonia: The unrecognized contribution of indigenous territories and protected natural areas. **Carbon Management**, v. 5, n. 5–6, p. 479–485, 2014.

WU, J. et al. Biological processes dominate seasonality of remotely sensed canopy greenness in an Amazon evergreen forest. **New Phytologist**, v. 217, n. 4, p. 1507–1520, 2018.

YANG, Y. et al. Post-drought decline of the Amazon carbon sink. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, 2018.

ZARIN, D. J. et al. Can carbon emissions from tropical deforestation drop by 50% in 5 years? **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1336–1347, 2016.

ZEMP, D. C. et al. Deforestation effects on Amazon forest resilience. **Geophysical Research Letters**, v. 44, n. 12, p. 6182–6190, 2017.