

Revista Brasileira de Cartografia (2017), N° 69/7: 1427-1445
Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto
ISSN: 1808-0936

AVALIAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL EM ASSENTAMENTOS RURAIS E TERRAS INDÍGENAS NA AMAZÔNIA LEGAL EM 2015, POR MEIO DE IMAGENS ORBITAIS DO SATÉLITE LANDSAT-8 OLI

Forest Cover Evaluation in the 2015 Brazilian Legal Amazon Rural Settlements and Indigenous Lands Using Landsat-8 OLI Satellite Imagery

Yuri Roberta Yamaguchi de Paiva & Gustavo Macedo de Mello Baptista

**Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Geociências**

Campus Darcy Ribeiro, ICC, Ala Norte, Caixa Postal 04465, CEP: 70919-970, Brasília-DF, Brasil
yuri.roberta@gmail.com, gmbaptista@unb.br

*Recebido em 29 de Dezembro, 2016/ Aceito em 27 de Fevereiro, 2017
Received on December 29, 2016/ Accepted on February 27, 2017*

RESUMO

As florestas tropicais são capazes de absorver grandes quantidades de dióxido de carbono (CO₂) emitido na atmosfera por atividades antrópicas. Por outro lado, o desmatamento nessas florestas é capaz de produzir emissões expressivas de CO₂, equivalente a 40% das emissões globais de combustível fóssil. Por meio de imagens de satélite multiespectrais, este estudo utilizou a relação (aqui chamada de CO₂flux) entre dois índices normalizados de vegetação, o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e o PRI (*Photochemical Reflectance Index*), para estimar as áreas com e sem atividade fotossintética de terras indígenas e assentamentos rurais situados na região da Amazônia Legal conhecida como “Arco do Desflorestamento”, considerada crítica para o desmatamento. Os resultados permitiram confirmar a eficiência das terras indígenas, aqui entendidas como áreas protegidas, na conservação da cobertura florestal, em taxas que superam 90% de vegetação fotossinteticamente ativa. As modalidades de assentamento tradicionais apresentaram grande perda de cobertura florestal, não cumprindo os percentuais de preservação estabelecidos na legislação ambiental (a reserva legal é de 80% para a Amazônia) em algumas regiões (apenas 39% de área vegetada em Rondônia, e 52% no Noroeste do Maranhão). No entanto, as modalidades de assentamento com viés sustentável, implantadas mais recentemente na Amazônia, se mostraram como uma alternativa interessante para a região, ao apresentarem altos índices de vegetação fotossinteticamente ativa. No Oeste do Pará e no Sul do Amazonas, onde predominam estes assentamentos, o percentual de área florestada foi de 81,3% e 80%, respectivamente.

Palavras-chave: Floresta Amazônica, Áreas Protegidas, Reserva Legal, Sensoriamento Remoto, Índices Espectrais.

ABSTRACT

Tropical forests are capable of absorbing larger amounts of atmospheric carbon dioxide (CO₂) emitted by anthropogenic activities. However, tropical deforestation is able to produce expressive CO₂ emissions, equivalent to 40% of the global fossil fuel emissions. Through multispectral satellite imagery, this study used the ratio (which is referred to as CO₂flux) between two spectral vegetation indices, NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) and PRI (*Photochemical Reflectance Index*), to estimate photosynthetically active areas, as well as areas without any photosynthetic activity, in indigenous lands and rural settlements located at a zone in Brazilian Legal Amazon known as “Arch of Deforestation”, considered critical to Amazon rainforest clearing. The results allowed to confirm the efficiency of indigenous territories,

consisted as protected areas, in forestry conservation, showing over 90% of photosynthetically active vegetation. The modalities of traditional settlements shown large forest loss, under the percentage of preservation established in Brazilian environmental legislation (80% of a property in the Amazon forest must be maintained as a legal reserve) in some regions (only 39% of vegetation in Rondônia, and 52% in northwest Maranhão). However, the rural settlements projects with sustainable bias, more recently implanted on Brazilian Amazon, appeared as an interesting alternative for the region, due its high photosynthetic activity. In west Pará and in south Amazonas, where these settlements prevail, the percentage of forestry is 81.3% and 80%, respectively.

Keywords: Brazilian Amazon Rainforest, Protected Areas, Legal Reserve Area, Remote Sensing, Spectral Indices.

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são responsáveis pela realização de aproximadamente 60% da fotossíntese terrestre (MALHI & GRACE, 2000), além de serem capazes de absorver e armazenar grandes quantidades de dióxido de carbono, emitido na atmosfera por atividades antrópicas, na forma de novas folhas e raízes, crescimento de galhos e troncos, e aumento da matéria orgânica no solo (HEDIN, 2015).

No entanto, para Pan *et al.* (2011), o desmatamento em florestas tropicais é capaz de produzir emissões expressivas de CO₂, equivalente a 40% das emissões globais de combustível fóssil (estimativa para os anos de 1990 a 2007). Conforme os autores, estes valores seriam compensados pela captação de carbono por meio da regeneração florestal, que atuaria no equilíbrio dessas emissões.

Estudo conduzido por Yanai *et al.* (2016), estimou que, do total do desmatamento ocorrido na Amazônia Legal até 2013 (967.003 km²), 17% (160.410 km²) se deu dentro de assentamentos rurais, o que corresponde uma redução de 41% da área de vegetação original dos assentamentos. O estudo abrangeu 82% dos assentamentos situados na Amazônia Legal, que ocupam 8% da área da região.

De acordo com o Censo Agropecuário realizado pelo IBGE em 2006, na região Amazônica existem 413.101 estabelecimentos de agricultura familiar (9,4% do total nacional), em uma área de 16.647.328 hectares (20,7% da área total de estabelecimentos da agricultura familiar no Brasil) (PAULA FILHO *et al.*, 2016). Segundo Le Tourneau & Bursztyn (2010), a Amazônia Legal apresenta menos de 15% da população rural do país, e abriga quase 55% dos lotes distribuídos pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA.

A partir de uma visão de integração nacional, o Governo Federal executou na

Amazônia estratégias de colonização, exploração de recursos e desenvolvimento econômico, incentivando ondas de migração que originaram assentamentos e cidades rurais (PADOCH *et al.*, 2008). De 1970 a 2000, a população da Amazônia Legal brasileira cresceu de 7,5 milhões para 20,1 milhões, dos quais 6,3 milhões se concentravam na zona rural em 2000 (BROWDER *et al.*, 2008).

Os assentamentos são instalados em áreas-chave para a progressão das atividades agropecuárias, e acabam por preparar o caminho ou fornecer a mão de obra necessária para grandes empreendimentos, financiados ou incentivados pelo Governo Federal; boa parte dessa população permanece nas áreas nas quais tinha se instalado, mesmo depois do encerramento da atividade para a qual fora atraída, criando assim uma importante demanda local por terras (LE TOURNEAU & BURSZTYN, 2010).

O Estatuto da Terra (Lei nº 4.504/1964) é a base legal que regula a reforma agrária no país; nele foram tratadas as formas de colonização (pública e particular) e sua organização. Dentre os assentamentos agrícolas “clássicos”, encontram-se os antigos Projetos Integrados de Colonização (PIC), os Projetos de Assentamento Dirigidos (PAD) e os Projetos de Assentamento Rápido (PAR), que foram criados e titulados pela União visando à regularização de glebas rurais sob seu domínio. Atualmente, as áreas destinadas a programas de reforma agrária estão pautadas na implantação de Projetos de Assentamento – PA (Instrução Normativa INCRA nº 15/2004), que, no entanto, não incorporam a variável ambiental em sua concepção original (SILVEIRA & WIGGERS, 2013).

Em contrapartida, foram criadas modalidades com viés sustentável, como os Projetos de Assentamento Agroextrativista – PAE (Portaria INCRA nº 268/1996), voltados ao público originalmente da área; Projetos de Desenvolvimento Sustentável – PDS, (Portaria INCRA nº 477/1999), destinados às famílias que

não são originárias da localidade, e que baseiam sua subsistência no extrativismo, na agricultura familiar e em outras atividades de baixo impacto ambiental; e Projetos de Assentamento Florestal (Portaria/INCRA/P/nº 1.141, de 19 de dezembro de 2003 e Portaria/INCRA/P/nº 215, de 06 de junho de 2006), modalidade destinada a áreas com aptidão para produção florestal familiar comunitária e sustentável, especialmente aplicável à região norte.

De modo geral, os projetos clássicos de assentamento continuam sendo os mais numerosos, representando 72% do total dos assentamentos na região amazônica (YANAI *et al.*, 2016). Entretanto, Le Tourneau & Bursztyn (2010) reconhecem uma mudança neste padrão, apontando um forte crescimento das modalidades agroextrativistas nos Estados Pará e Amazonas, onde há de fato grande presença de populações tradicionais.

Para garantir a proteção da vegetação nativa, foi instituído o novo Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), segundo o qual todo imóvel rural localizado na Amazônia Legal deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, de 80% (oitenta por cento), no imóvel situado em área de florestas (art. 12, inciso I, alínea “a”).

Nesses casos, o poder público estadual, ouvido o Conselho Estadual de Meio Ambiente, poderá reduzir a Reserva Legal para até 50% (cinquenta por cento), quando o Estado tiver Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado e mais de 65% (sessenta e cinco por cento) do seu território ocupado por unidades de conservação da natureza de domínio público, devidamente regularizadas, e por terras indígenas homologadas (art. 12, § 5º).

Menciona-se ainda que o artigo 67 da Lei 12.651/2012 prevê um tratamento legal favorável para pequenas propriedades (até quatro módulos fiscais), pois, mesmo não possuindo os percentuais mínimos de reserva legal, não haverá necessidade da sua recomposição, uma vez que a reserva legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo (desmatamentos) (AMADO, 2014). Ressalte-se que no dia 23 de julho de 2008 foi publicado o Decreto nº 6.514, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, regulamentando a Lei de Crimes

Ambientais (Lei nº 9.605/1998).

Um importante passo que vem sendo adotado por países com porções de seus territórios cobertos pela Floresta Amazônica tem sido o estabelecimento de áreas protegidas como estratégia de conservação (PEDLOWSKI *et al.*, 2005). Cerca de 30% dos 5 milhões de km² que compõem a Amazônia Legal estão sob a forma de algum tipo de proteção legal (PFAFF *et al.*, 2015), onde se inclui a presença de terras indígenas (TI's) como áreas que contribuem para a proteção da biodiversidade e promoção de usos sustentáveis dos recursos naturais (MEDEIROS & ARAÚJO, 2011). Elas representam 12,5% do território brasileiro e 21,2% do território da Amazônia Legal (MMA-PPCDAm 2012/2015). Dados divulgados pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA em novembro de 2015 revelam que o desmatamento a corte raso na Amazônia Legal, entre julho de 2014 e agosto de 2015, foi de apenas 0,96 % em terras indígenas, enquanto que os assentamentos rurais contribuíram com 26,55 % (MMA, 2015).

Vários estudos demonstram que uma grande quantidade de carbono é sequestrada da superfície terrestre, sendo que quase todas as regiões florestadas – incluindo as florestas tropicais têm contribuído para este fenômeno (PAN *et al.*, 2011). Nesse sentido, dados espectrais de imagens de satélite podem ser utilizados para a modelagem de sequestro de carbono pela vegetação, como demonstram estudos para monitoramento de florestas coníferas no norte da Europa (SMITH *et al.*, 2008), florestas tropicais na Índia (BIJALWAN *et al.*, 2010) e na Amazônia brasileira (MARTINS & BAPTISTA, 2013; PEDROZA DA SILVA & BAPTISTA, 2015), bem como na avaliação de fragmentos de Cerrado em Sete Lagoas/MG (COSTA *et al.*, 2014), e até mesmo em áreas urbanas (MERRY *et al.*, 2013).

O objetivo deste trabalho foi estimar, por meio de índices espectrais aplicados em dados de sensoriamento remoto, o desmatamento existente em 2015 em áreas críticas da Amazônia Legal, considerando:

- A contribuição dos projetos de assentamento rurais instalados na região para o desmatamento, considerando o percentual de reserva legal de 80% exigido pelo Código Florestal;
- A eficiência das terras indígenas como áreas protegidas, para a manutenção e preservação da cobertura florestal nas regiões analisadas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Neste estudo foram selecionados e analisados terras indígenas e assentamentos situados na Amazônia Legal Brasileira (definida de acordo com o Art. 3º inciso I da Lei 12.651/2012), região que inclui os estados do Acre, Amazonas, Amapá, Mato Grosso, Pará, Roraima, Rondônia, parte do Tocantins (porção norte do paralelo 13°S) e parte do Maranhão (oeste do meridiano 44°O), mais especificamente na área conhecida como “Arco do Desmatamento”.

Para a execução do trabalho foram utilizadas 24 cenas de satélite *Landsat 8-OLI*, conforme Tabela 1.

Os produtos do *Landsat 8*, sensor *Operational Land Imager (OLI)*, são processados em imagens que representam áreas de 185 km x 185 km, em bandas espectrais com pixels de 30 m armazenadas como números digitais de 16-bits georreferenciados, definidos na projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) com datum WGS84 (ROY *et al.*, 2014).

2.1 Pré-Processamento

A remoção dos efeitos atmosféricos se faz necessária para a realização de análises quantitativas com o espectro de reflectância das imagens e a obtenção de informações mais detalhadas acerca dos materiais presentes na superfície terrestre (SAN & SUZEN, 2010).

Assim, as bandas das imagens foram convertidas do formato número digital (DN) para radiância por meio do software *ENVI 5.1*, e a correção atmosférica foi feita por meio do *MODTRAN*, baseado no algoritmo de transferência de radiância *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercube (FLAASH)*, utilizando os seguintes parâmetros:

- modelo atmosférico – *Tropical*;
- modelo *aerosol - Rural*, com visibilidade inicial de 40 km;
- configurações multiespectrais *Kaufman-Tanré - Over-Land Retrieval standard (660:2100 nm)*;
- média da elevação dos terrenos de interesse - obtida junto ao *Google Earth*, por meio da ferramenta “Caminho”, traçada sobre a área de interesse, e acionamento da opção “Mostrar perfil de elevação” sobre o “caminho” recém traçado.

Após esse passo, as imagens que formavam um mosaico por proximidade foram unidas por meio da ferramenta “*Seamless Mosaic*”; para tentar preservar ao máximo as características originais das imagens, não foi feita correção das cores por meio de ajuste do histograma. Sobre o resultado do mosaico, foi efetuado o cálculo do *CO₂ Flux*, conforme as fórmulas de índice de vegetação descritas a seguir.

Tabela 1: Relação de imagens *Landsat-8 OLI* utilizadas na análise

Órbita/Ponto	Data
226-62	07/08/2015 13:42
226-63	22/07/2015 13:42
227-63	29/07/2015 13:48
227-64	29/07/2015 13:48
225-62	15/07/2015 13:35
225-63	15/07/2015 13:35
225-64	15/07/2015 13:36
226-64	22/07/2015 13:42
227-62	14/08/2015 13:47
230-67	03/08/2015 14:08
231-67	25/07/2015 14:14
230-68	03/08/2015 14:08
231-68	26/08/2015 14:15
231-65	25/07/2015 14:13
232-65	01/08/2015 14:19
231-66	25/07/2015 14:14
232-66	01/08/2015 14:20
231-64	25/07/2015 14:13
232-64	01/08/2015 14:19
222-62	12/09/2015 13:17
222-61	12/09/2015 13:16
222-63	27/08/2015 13:17
221-63	19/07/2015 13:11
222-64	27/08/2015 13:17
221-64	19/07/2015 13:11

2.2 Índices de Vegetação

Rouse *et al.* (1973) desenvolveram um modelo teórico para documentar quantitativamente as mudanças sazonais da vegetação, baseado na diferença em que a folhagem da vegetação verde absorve, e conseqüentemente reflete energia nas regiões espectrais do visível (0.5-

0.7 μm) e do infravermelho próximo (0.7-1.1 μm). Como a energia da banda vermelha é fortemente absorvida e a energia da banda do infravermelho próximo é refletida pela vegetação densa, a razão da reflectância vermelha para a infravermelha forneceria um índice para medir a “intensidade de verde” da vegetação de uma cena. Posteriormente, este índice ficou conhecido como Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, ou *NDVI* (*Normalized Difference Vegetation Index*) (Eq. 1):

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{Red})}{(\rho_{NIR} + \rho_{Red})} \quad (1)$$

onde ρ_{NIR} corresponde à reflectância na faixa do infravermelho próximo representada pela banda 5 do *OLI* e ρ_{Red} corresponde à reflectância na faixa do vermelho representada pela banda 4 do *OLI*.

Gamon *et al.* (1997) demonstraram a eficácia do Índice de Reflectância Fotoquímica (*PRI* – *Photochemical Reflectance Index*) na mensuração do uso eficiente da luz pela vegetação (Eq. 2):

$$PRI = \frac{(\rho_{Blue} - \rho_{Green})}{(\rho_{Blue} + \rho_{Green})} \quad (2)$$

onde ρ_{Blue} corresponde à reflectância na faixa do azul representada pela banda 2 do *OLI* e ρ_{Green} corresponde à reflectância na faixa do verde representada pela banda 3 do *OLI*.

Em razão de os resultados gerados pelo *PRI* serem representados em valores negativos, Rahman *et al.* (2001) propõem um reescalonamento do índice, por meio do *sPRI* (*Scaled Photochemical Reflectance Index*) (Eq. 3):

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2} \quad (3)$$

Rahman *et al.* (2001) formularam a hipótese de que a estimativa do fluxo de CO_2 dependeria tanto das mensurações da cobertura florestal como de seu estado fisiológico. Para destacar as propriedades de reflectância da vegetação, estes autores propuseram a integração do *NDVI* com o *PRI* (ou CO_2Flux) (Eq. 4):

$$CO_2Flux = NDVI + sPRI \quad (4)$$

2.3 Processamento de Dados Espaciais

Na classificação de imagens, é atribuída a cada *pixel* da imagem uma determinada classe em função dos valores que este *pixel* apresenta, no caso em tela, como resultado da aplicação da fórmula do CO_2Flux . Esses valores foram determinados a partir da coleta de amostras de interesse (*ROIs* – *Regions of Interest*) de vegetação, solo exposto, queimada e água.

Segundo o tutorial sobre a ferramenta do *ENVI* denominada “*Decision Tree Classification*” (disponível em <http://www.exelisvis.com>), a árvore de decisões é um classificador que pode ser aplicado a uma única imagem, ou mesmo a uma imagem multiespectral. Funciona a partir de uma série de decisões binárias usadas para determinar a categoria de cada *pixel*, no qual cada decisão divide o dado em uma de duas possíveis classes ou grupo de classes. A ferramenta pode ser aplicada a múltiplos conjuntos de dados, desde que as imagens estejam georreferenciadas.

Assim, as regras de decisão para a classificação das imagens foram implantadas de acordo com os valores de CO_2flux predominantes em cada amostra de classe de uso do solo; para a diferenciação das classes de vegetação, foi utilizada a banda 5 das imagens *Landsat-8 OLI*, que captura o espectro do infravermelho próximo (Figura 1).

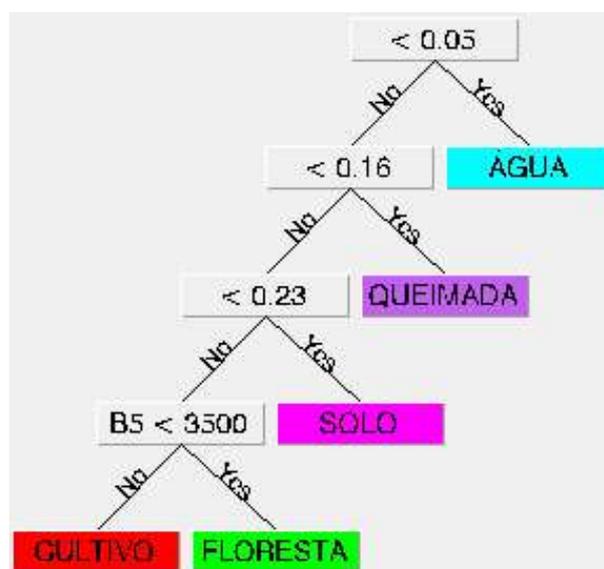


Fig. 1 - Árvore de decisão utilizada para classificar as imagens das áreas de estudo

A separação de classes de vegetação com base nas respostas na banda do infravermelho próximo (NIR) já foi utilizada para caracterizar a estrutura e fisiologia de cultivos e pastagens por Matthes *et al.* (2015), e também para distinguir graus de severidade de queimada e regeneração da vegetação, no caso de Fernandez-Manso *et al.* (2016).

A reflectância de um dossel é consideravelmente menor que a de uma folha individual, embora os formatos das curvas sejam semelhantes, devido à atenuação da radiação associada a fatores como as variações no ângulo de incidência da radiação, da orientação das folhas, das sombras, e a resposta de outros elementos do dossel como troncos e galhos (PONZONI *et al.*, 2012). Para Costa & Yanagi (2006), o valor do albedo na pastagem é cerca de 4,5% maior que o da floresta. Marvin *et al.* (2016) atribuem a reflectância mais alta em vegetação secundária à sua menor área foliar, em relação à estrutura arbórea. A menor resposta da floresta na faixa espectral do NIR deve-se ao maior sombreamento do dossel, em comparação à vegetação cultivada Ponzoni *et al.*, 2012). Com base nesse princípio, valores da banda 5 inferiores a 3.500 (conforme exemplo da Figura 2) foram considerados floresta; os *pixels* acima desse valor foram classificados como cultivo/capoeira.

Diante das imagens classificadas, foram aplicadas as máscaras obtidas a partir dos *shapes* das terras indígenas e projetos de assentamento,

objetos deste estudo, o que possibilitou calcular a área fotossinteticamente ativa e a área sem atividade fotossintética, com base na quantidade de *pixels* presentes nas áreas de interesse (foi considerado que cada *pixel* de 30 m representa 900 metros quadrados, ou 0,09 hectares). O *shape* utilizado para a delimitação das terras indígenas foi obtido junto ao sítio oficial da FUNAI (em <http://www.funai.gov.br/index.php/shape>).

A base de dados dos projetos de assentamento foi fornecida pela Coordenação de Meio Ambiente e Recursos Naturais do INCRA. O fluxograma das tarefas executadas pode ser observado na Figura 3.

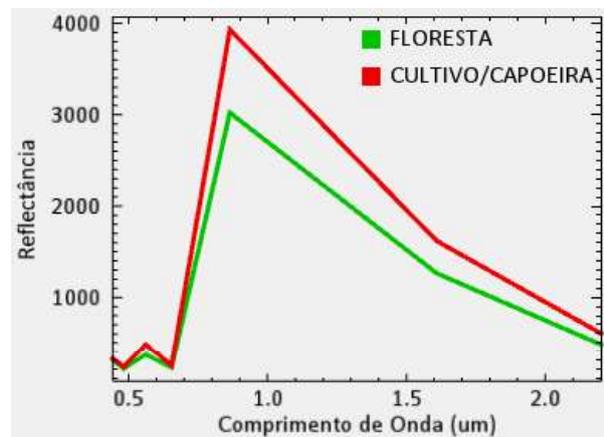


Fig. 2 – Resposta da vegetação em imagem Landsat-8, onde os valores de reflectância na banda 5 (infravermelho próximo) são de 3.500 para a classe “floresta”, e de 4.000 para a classe “Cultivo/Capoeira”.



Fig. 3 – Resumo do processo e ferramentas do ENVI utilizadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresentamos a seguir os resultados do processamento anteriormente descrito, segmentados por Estado da Federação (Rondônia, Pará, Maranhão e Amazonas), suplantados por consulta à literatura disponível acerca da ocupação do território na Amazônia Legal, bem como à legislação vigente.

5.1 Estado de Rondônia

As políticas de desenvolvimento implantadas no país nos anos 70 incluem projetos integrados de colonização (PIC) na Amazônia, que envolveram a construção de rodovias oficiais (PERZ *et al.*, 2007). Foram observados apenas 39% de área florestada no assentamentos da região, contra 58% de solo exposto e áreas queimadas. Além disso, cerca de 3% da reflectância da vegetação em assentamentos respondeu como sendo de cultivo ou vegetação secundária. Para ilustrar as altas taxas de desmatamento praticadas pelos assentamentos implantados em Rondônia nos anos 80, citamos o exemplo do PIC Ji-Paraná, criado em 1972, que possui apenas 30% de área florestada fotossinteticamente ativa; abaixo, portanto, do percentual de reserva legal preconizado na legislação (Figura 4).

Os principais exemplos de estradas oficiais na Amazônia brasileira que levaram à disseminação do desmatamento na região são a Rodovia Transamazônica (BR-230), e a BR-364, que atravessa o Estado de Rondônia (figuras 4 e 5). Nestes casos, foram construídas, a cada 5 km às margens das rodovias primárias, estradas vicinais perpendiculares, com cerca de 10 km de extensão cada, formando uma arquitetura conhecida como “espinha de peixe” (PERZ

et al., 2007). Como a migração espontânea levou a uma demanda por terras além do que era acessível pelas estradas oficiais, os colonos passaram a abrir trilhas que procuravam seguir o trajeto planejado pelo Estado, com o objetivo de reivindicar as propriedades por meio de grupos de pressão que gradualmente conquistavam reconhecimento público (PERZ *et al.*, 2007).

Com vistas a mitigar esses efeitos foi instituído o Zoneamento Ecológico Econômico do Estado de Rondônia (indicado na Figura 4), sancionado pela Lei Complementar Estadual nº 233 de 06 de junho de 2000. Segundo o ZEE, a recomposição da reserva legal para a região abrangida por este estudo é de 50% para áreas já convertidas até a data da publicação da Lei; para novos desmatamentos, a reserva legal deve manter o mínimo de 80% da propriedade rural.

Mesmo diante dessa redução, observamos que os assentamentos abrangidos pelo ZEE tendem a manter um percentual de reserva legal próximo aos 39%, ou seja, não foi promovida sua recuperação (Tabela 2).

As terras indígenas da região apresentaram 98,9% de área florestada, não tendo sido detectada vegetação caracterizada como cultivo ou de capoeira. Ilustramos com o caso da terra indígena Sete de Setembro (Figura 4), que tem sido alvo de atividade madeireira ilegal desde meados da década de 80 (COLINI *et al.*, 2009).

O cálculo de CO2Flux para a referida TI identificou 97% de cobertura florestal, resultado semelhante ao encontrado por Graça *et al.* (2012), que detectaram cicatrizes de incêndio em 4.186,98 hectares, ou 1,7% da área total desta terra indígena, em levantamento feito com imagens Landsat/TM no período de 2010/2011.

Tabela 2: Classes de uso e cobertura do solo na divisa do Estado de Rondônia com o Mato Grosso no ano de 2015, identificadas a partir do processamento de imagens orbitais *Landsat 8-OLI*

Classes	Assentamentos			Terras Indígenas	
	Área (hectares)	%	Área (hectares)	%	
Vegetação	Floresta	787.619,3	39,0%	1.259.123,8	98,9%
	Cultivo/ Capoeira	51.875,5	2,6%	-	-
Solo	1.062.832,5	52,6%	11.078,5	0,9%	
Queimada	110.798,6	5,5%	2.150,3	0,2%	
Água	7.053,6	0,3%	500,0	0,0%	
Total	2.020.179,5	100,0%	1.272.852,6	100,0%	

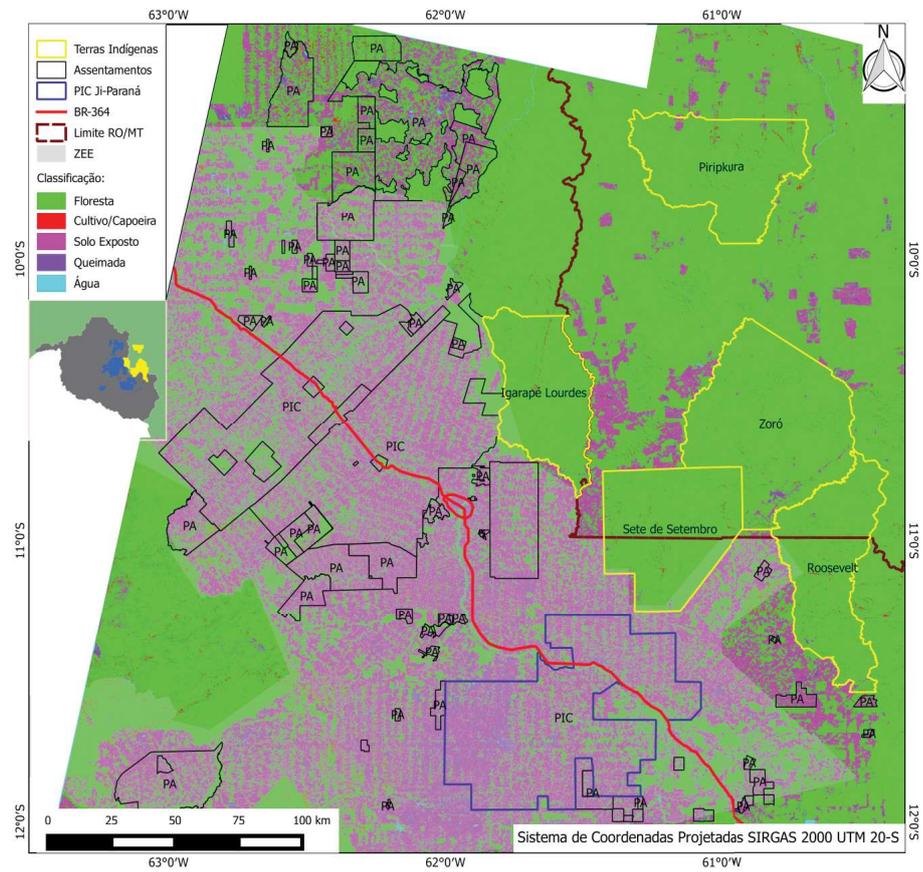


Fig. 4 – Mosaico de imagens orbitais *Landsat 8-OLI* da divisa do Estado de Rondônia com o Mato Grosso, demonstrando avaliação da cobertura vegetal em terras indígenas e assentamentos rurais no ano de 2015.

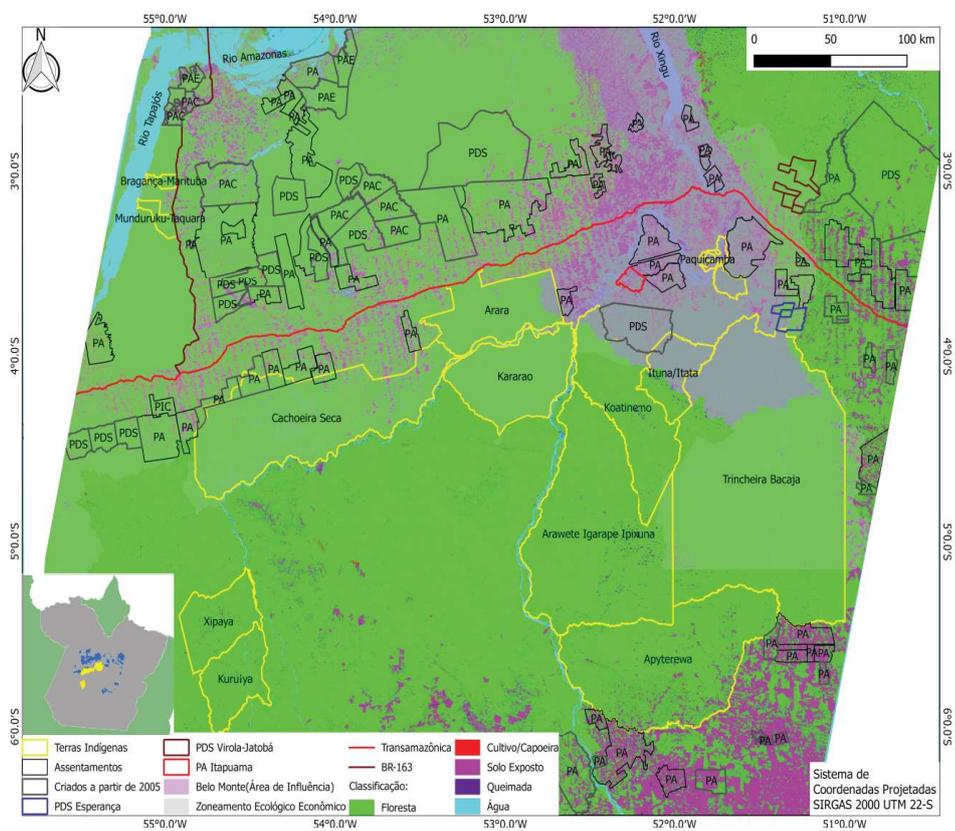


Fig. 5 – Mosaico de imagens orbitais *Landsat 8-OLI* do oeste do Pará, demonstrando avaliação da cobertura vegetal em terras indígenas e assentamentos rurais no ano de 2015.

5.2 Estado do Pará

Foi observada uma alta presença de área com floresta em assentamentos no Estado do Pará, especialmente naqueles criados a partir de 2005 (88,03%, contra apenas 72,83% em assentamentos criados até 2005) (Tabela 3). Quanto aos PDS Esperança e Virola-Jatobá, que possuem um viés sustentável, foi identificada uma área florestada de cerca de 90% (Figura 5).

Um contexto que pode vir a explicar estes dados refere-se à aprovação em 2009, após consulta ao CONAMA, do Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) da área de influência das rodovias BR-163 (Cuiabá-Santarém) e BR-230 (Transamazônica) no Estado do Pará (Lei Estadual nº 7.243, de 09 de janeiro de 2009), com vistas a atenuar os intensos efeitos do desmatamento na região (delimitação na Figura 5). O entorno da BR-163 é considerada uma das áreas mais vulneráveis ao desmatamento para prática de pecuária extensiva, devido à proximidade do mercado consumidor e aos preços relativamente baixos da terra (BOWMAN *et al.*, 2012). Na região da Transamazônica, as propriedades se concentram com a agricultura familiar, e o uso da terra inclui uma mistura de cultivos anuais e perianuais, regeneração da floresta e pastagem, com aumento da propensão ao desmatamento quando a produção é voltada à pecuária (PACHECO, 2009).

No ZEE ficou estabelecido que as florestas das unidades de conservação criadas no território paraense a partir de 06 de maio de 2005 (data

de entrada em vigor do Macrozoneamento do Pará) seriam usadas preferencialmente para compensação de reserva legal de assentamentos de reforma agrária, em áreas já consolidadas até esta data. Além disso, para os imóveis rurais com passivo florestal anterior a esta data, o CONAMA autorizou a redução da recomposição da reserva legal para 50%, não se aplicando a desmatamentos realizados após esta data (Decreto nº 7.130 de 11 de março de 2010).

Dos 2,4% de área sem atividade fotossintética (classe “solo exposto” somada à classe “queimada”) nas terras indígenas da região em apreço, a maior parte encontra-se nas TIs Cachoeira Seca e Apyterewa (v. limites na Figura 5). Não foram identificadas áreas contendo cultivo ou capoeira nas terras indígenas da região. Assim, foi analisado que 82.323,45 (equivalente a 60%) dos 137.325,69 hectares de área sem vegetação nas TIs supramencionadas (36.994,77 hectares na TI Cachoeira Seca e 45.328,68 hectares na TI Apyterewa). De maneira análoga, 55% do desmatamento observado por Schwartzman *et al.* (2013) em áreas protegidas do Xingu, até 2010, ocorreu nestas duas TIs; em ambos os casos, as invasões se iniciaram antes da demarcação dos territórios. Mencionamos ainda a extensão de estradas não oficiais construídas por madeireiros até o território pertencente à TI Cachoeira Seca para o assentamento de colonos, o que gerou graves conflitos sobre posse de terras até sua demarcação (PERZ *et al.*, 2007), homologada em 2016 (Decreto publicado no Diário Oficial da União em 05 de abril de 2016).

Tabela 3: Classes de uso e cobertura do solo no oeste do Pará no ano de 2015, identificadas a partir do processamento de imagens orbitais *Landsat 8-OLI*

		Assentamentos				Terras Indígenas		
		Criados até 2005 (44% do total)	Criados a partir de 2005 (56% do total)		Total			
Classes		%	Área	%	Área (hectares)	%	Área (hectares)	%
Veget.	Floresta	72,8%	1.622.995	88,0%	2.696.558,8	81,3%	5.516.890,6	97,4%
	Cultivo/	5,2%	49.745	2,7%	126.045,5	3,8%	-	-
Solo		21,0%	152.132	8,3%	462.337,5	13,9%	123.798,3	2,2%
Queimada		0,7%	11.181	0,6%	21.157,9	0,6%	13.527,4	0,2%
Água		0,3%	7.680	0,4%	11.640,2	0,4%	11.298,7	0,2%
Total		100,0%	1.843.733	100,0%	3.317.739,9	100,0%	5.665.515,0	100,0%

5.3 Estado do Maranhão

Além da construção das rodovias Transamazônica e Belém – Brasília (BR-010) nos anos '70, a ocupação da Amazônia maranhense foi impulsionada pela construção da Ferrovia Carajás, nos anos '80. Durante esse período, foi conduzido na região um ambicioso plano de colonização que ocupar 2,1 milhões de hectares de terras públicas com projetos de agricultura familiar; o fracasso do empreendimento e o fim dos subsídios financeiros deixou um ambiente de pobreza e invasão de terras, o que gerou um mercado de exploração em torno da madeira, atraindo serrarias e madeireiros (OLIVEIRA, 2008).

O Projeto de Assentamento Estadual (PE) de Nova Conquista (Figura 6), limítrofe às terras indígenas Awá e Alto Turiaçu, se estruturou nesse processo. Neste estudo, o referido assentamento apresentou apenas 25% de floresta. Na região, os assentamentos apresentaram 51,8% de área florestada (Tabela 4), demonstrando um valor bem abaixo do percentual de reserva legal de

80% exigido para a Amazônia Legal.

As terras indígenas Awá, Caru e Alto Turiaçu são habitadas pelos indígenas nômades Awá-Guajá, que vivem de forma fragmentada nessas áreas devido à expansão colonial (GONZÁLEZ-RUIBAL & HERNANDO, 2010). Segundo o site oficial da FUNAI, a TI Awá já teve 30% de sua área, ou 36.000 hectares, desmatados entre 2000 e 2009; seu processo de desintrusão foi ordenado em 2014. No presente trabalho foram apurados 20% de área sem atividade fotossintética na referida terra indígena, indicando que a área se encontra em processo de recuperação.

Já as terras indígenas Alto Rio Guamá, Alto Turiaçu e Awá totalizaram 95,4% de área com floresta (não tendo sido detectada vegetação de cultivo ou de crescimento secundário). Devido à alta incidência de nuvens sobre a terra indígena Caru nas imagens utilizadas no presente estudo, os resultados da Tabela 4 não levam em consideração a área desta TI:

Tabela 4: Classes de uso e cobertura do solo na divisa do noroeste do Maranhão com o Estado do Pará, no ano de 2015, identificadas a partir do processamento de imagens orbitais *Landsat 8-OLI*

Assentamentos			Terras Indígenas		
Classes		Área (hectares)	%	Área (hectares)	%
Vegetação	Floresta	925.058,5	51,8%	885.897,5	95,4%
	Cultivo/	71.084,9	4,0%	-	-
Solo		734.006,1	41,0%	39.867,3	4,3%
Queimada		36.271,4	2,0%	1.738,4	0,2%
Água		22.001,0	1,2%	901,1	0,1%
Total		1.788.421,9		928.404,3	

5.4 Estado do Amazonas

O sul do Amazonas é uma região importante e estratégica para impedir o avanço do desmatamento na Amazônia; ela difere bastante do restante do Estado em termos de logística e transporte, no qual o meio principal é fluvial. Segundo levantamento conduzido por Yanai *et al.* (2012), os rios navegáveis pouco contribuíram para a estimativa de desmatamento realizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Juma, localizada no Estado do Amazonas. Outra peculiaridade é a escassez de rodovias na região, onde a reconstrução da BR-319 (Manaus – Porto Velho), que atualmente é pouco trafegável, iniciaria uma nova onda de migração, potencializando o desmatamento por influência de

sua pavimentação (BARNI *et al.*, 2015).

Foi identificado um total de 80,9% de floresta nos assentamentos da região, o que atenderia os limites legais estabelecidos pelo Código Florestal. Conforme Cenamo *et al.* (2011), as áreas desmatadas e sob pressão de desmatamento estão localizadas principalmente às margens da rodovia Transamazônica, com destaque para a vila de Santo Antonio do Matupi (Figura 7), também chamada de “Vila do km 180”, no município de Manicoré, composta principalmente por imigrantes de fora do Amazonas que se assentaram no local após a abertura da Transamazônica. Este trabalho identificou área florestada em 55% do assentamento, abaixo dos 80% de reserva legal exigidos pela legislação.

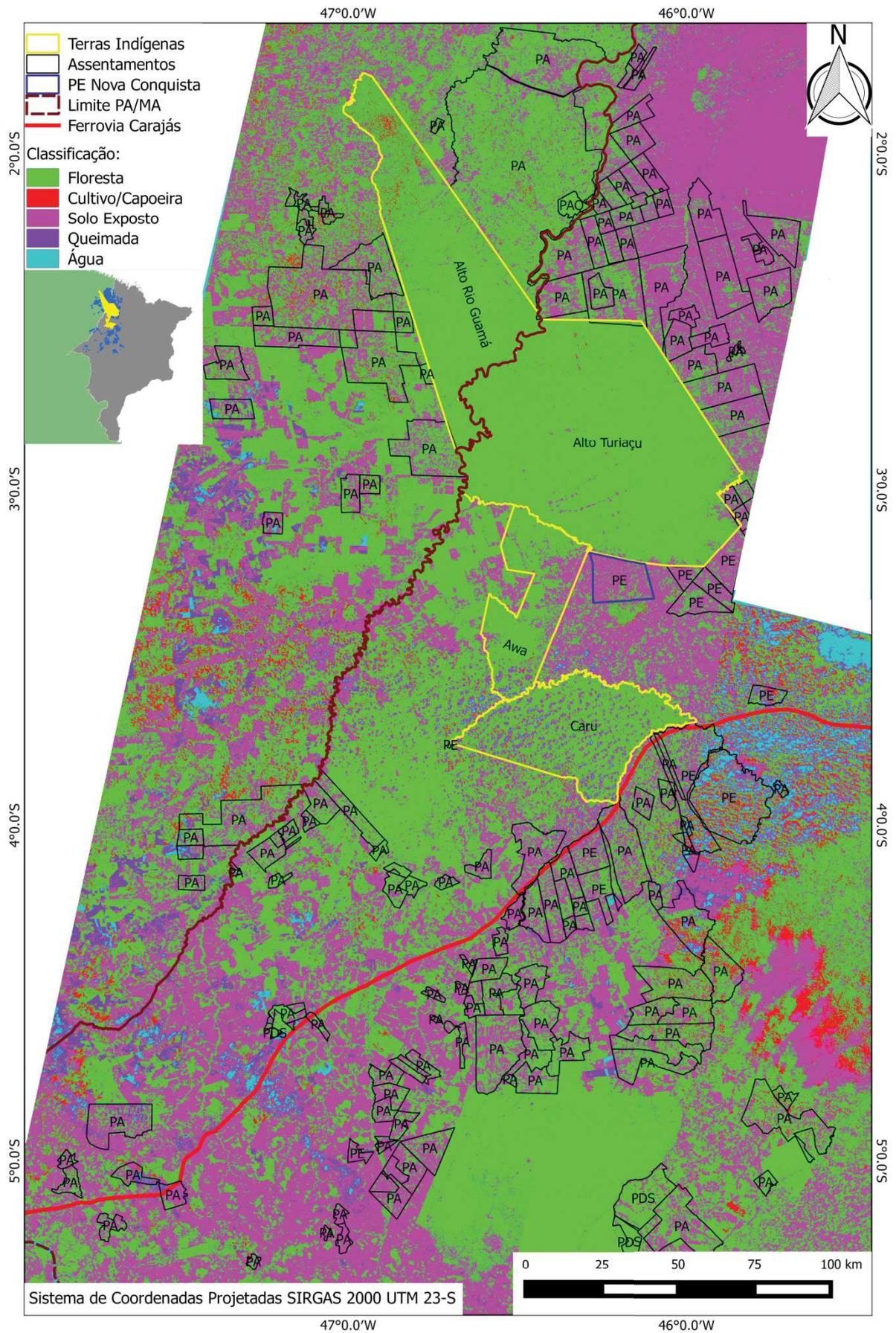


Fig. 6 – Mosaico de imagens orbitais *Landsat 8-OLI* na divisa do noroeste do Maranhão como o Estado do Pará, demonstrando avaliação da cobertura vegetal em terras indígenas e assentamentos rurais no ano de 2015.

Tabela 5: Classes de uso e cobertura do solo no sul do Estado do Amazonas no ano de 2015, identificadas a partir do processamento de imagens orbitais *Landsat 8-OLI*

Assentamentos			Terras Indígenas	
Classes	Área (hectares)	%	Área (hectares)	%
Floresta	1.105.115,7	80,9%	1.937.622,1	93,9%
Cultivo/Capoeira	92.498,7	6,8%		
Solo	134.232,2	9,8%	6.265,6	0,3%
Cerrado	-	-	99.991,1	4,9%
Queimada	23.824,4	1,7%	14.642,5	0,7%
Água	10.540,2	0,8%	4.428,1	0,2%
Total	1.366.211,2		2.062.949,4	

A localização da vila, limítrofe à área ocupada pelos Tenharim, bem como a intervenção da BR-230, que corta a TI Marmelos (Figura 8), exercem grande pressão sobre o desmatamento no interior das áreas protegidas. Entretanto, a redução de atividade fotossintética observada nesta TI (20% da área dos Tenharim – v. Tabela 5), que poderia ser interpretada erroneamente como degradação florestal, deve-se à presença de manchas de cerrado na região, conforme descrito pelo Instituto Chico Mendes em seu Diagnóstico Ambiental do Parque Nacional dos Campos Amazônicos – PNCA (ICMBio, 2009). Existem no sul do Amazonas aproximadamente 560 mil hectares de campos de cerrados, distribuídos em várias unidades isoladas entremeadas por matas (MARTINS *et al.*, 2006). Não foram encontradas amostras de vegetação de cultivo ou capoeira nas terras indígenas situadas no sul do Amazonas.

Com vistas a separar as manchas de cerrado das áreas que poderiam vir a ser consideradas como desmatadas, foi feito um processamento adicional, conforme descrito no item 4.3 deste documento, no qual os valores de CO_2Flux classificados como “solo exposto” foram subdivididos a partir dos valores de reflectância apresentados pela banda 5 (infravermelho próximo) da imagem Landsat 8-OLI, sendo que valores inferiores a 2.500 representam as ocorrências de cerrado (Figura 7). Diante dessa nova classificação, foram identificados apenas 0,3% de área desmatada nas terras indígenas desta região. Ressalte-se que não foram detectadas áreas de cerrado nas terras indígenas e assentamentos inseridos nas demais regiões da Amazônia Legal analisadas neste estudo.

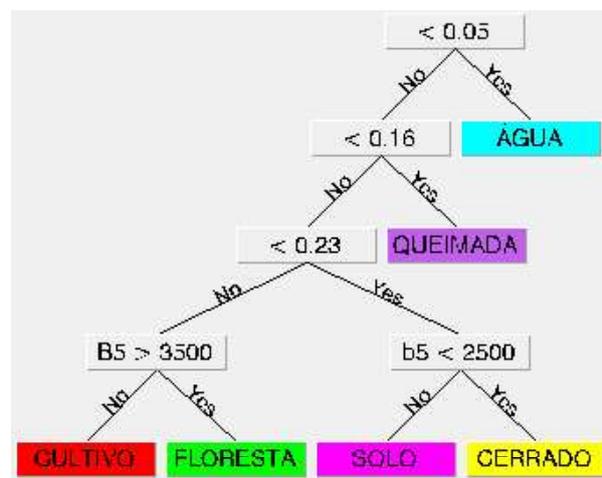


Fig. 7 - Árvore de decisões utilizada para classificar a área de estudo no Sul do Amazonas.

Quanto aos assentamentos com “viés sustentável” PAE Botos e PDS Realidade, localizados em Humaitá/AM (Figura 8), o cálculo do CO_2flux para ambos apresentou 99% de área florestada. Costa & Ravena (2014) identificaram nesses assentamentos a aplicação de tecnologias de base agroecológica e adoção de práticas menos nocivas de cultivo e extrativismo. A alta taxa de área fotossinteticamente ativa (incluindo 80,9% de floresta) apresentada pelos assentamentos no Amazonas serve como indicativo da eficiência dessas modalidades para a manutenção da vegetação nos projetos de reforma agrária.

Como esperado, os resultados demonstram que as terras indígenas amenizam a tendência de desmatamento externa a essas áreas protegidas, conforme consolidado na Figura 9. Foram observadas elevadas taxas de cobertura florestal em TIs situadas na Amazônia Legal: 97,4% no oeste do Pará, 98,9% em Rondônia, 98,8% no sul do Amazonas (incluindo 4,9% de manchas

de cerrado entremeadas à floresta amazônica) e 95,4% no noroeste do Maranhão. De acordo com estudo promovido por Yanai *et al.* (2012),

florestas protegidas sofreram apenas um quarto do desmatamento do que aquele ocorrido em áreas sem este status.

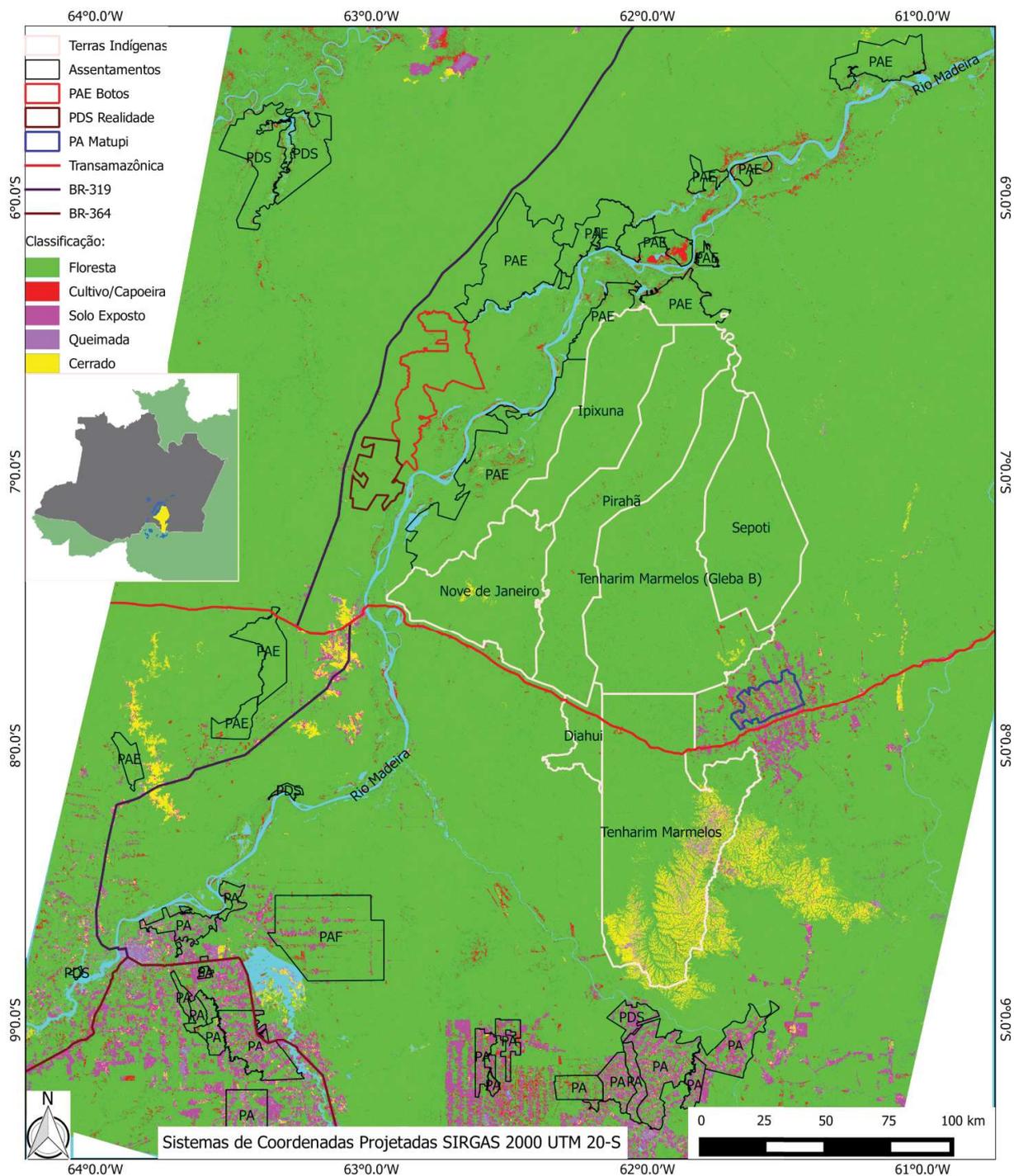


Fig. 8 – Mosaico de imagens orbitais *Landsat-8 OLI* do sul do Estado do Amazonas, demonstrando avaliação da cobertura vegetal em terras indígenas e assentamentos rurais no ano de 2015.

A variabilidade das taxas de desmatamento no interior das terras indígenas estudadas pode ser explicada a partir do histórico de cada território, pois as áreas mais degradadas geralmente estão associadas à exploração ou invasão por populações não indígenas, ocorridas anteriormente ao

reconhecimento legal das reservas (NEPSTAD *et al.*, 2006; SCHWARTZMAN *et al.*, 2013). No estudo de Nepstad *et al.* (2006), as terras indígenas que apresentaram maior desmatamento são limítrofes a áreas urbanas ou a estradas que já haviam sido abertas quando do reconhecimento

das reservas, do mesmo modo que as TIs do presente estudo nos Estados de Rondônia, Pará e Maranhão.

Entretanto, um dos desafios para a conservação da Amazônia é a manutenção de cobertura florestal fora dessas áreas. No presente levantamento, foi observado que as modalidades de assentamento tradicionais apresentaram grande perda de cobertura florestal; em algumas regiões (divisa de Rondônia com Mato Grosso, e noroeste do Maranhão), os percentuais de reserva legal encontram-se abaixo do estabelecido no Código Florestal (39% e 51,8%, respectivamente) (Figura 10), levando a crer no fracasso do modelo de colonização

adotado nesses locais. Da mesma forma, Martins & Baptista (2013) constataram que não houve a manutenção do mínimo de vegetação nativa previsto na legislação ambiental em projeto de assentamento convencional situado no Acre. Ludewigs *et al.* (2009) observaram, nos municípios de Altamira e Santarém, que os lotes menores e com um único proprietário apresentaram taxas de desmatamento mais altas. Assentamentos criados nos anos '90 estudados por Vale *et al.* (2015), localizados no sudeste do Pará, apresentaram apenas 53% de cobertura florestal, incluindo vegetação secundária; no entanto, no assentamento estabelecido em 2001, foram identificados 80% de área florestada.

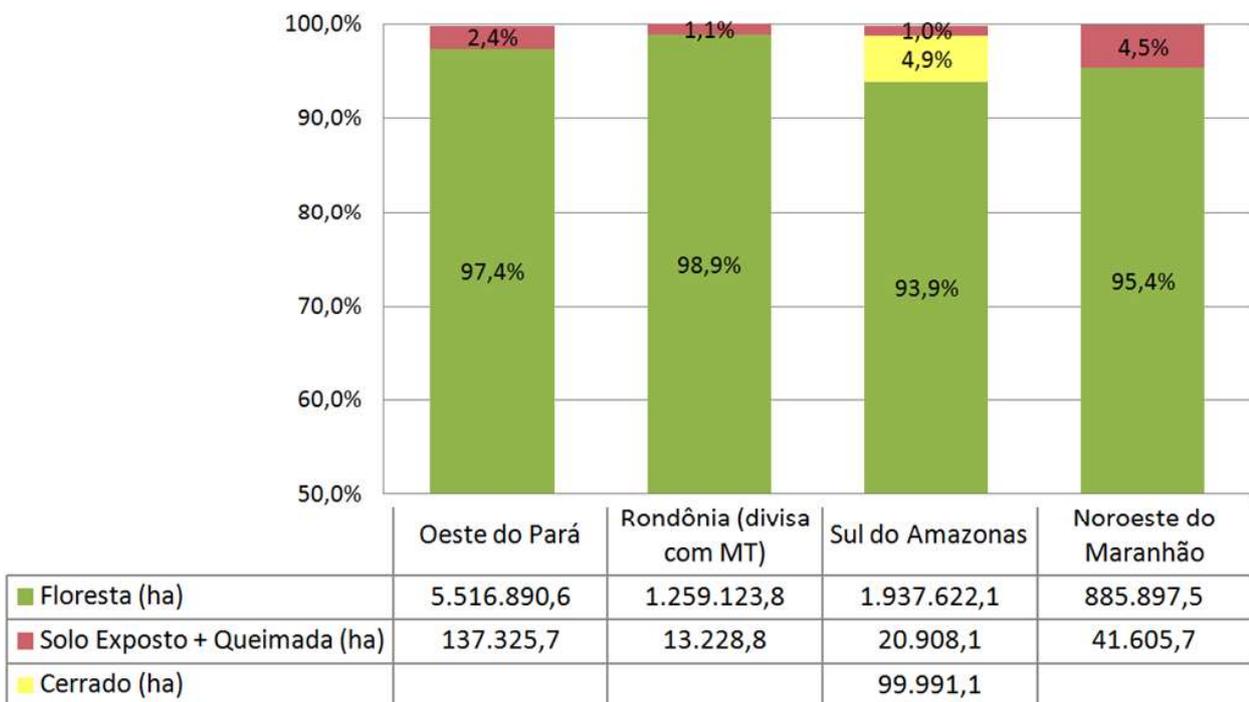


Fig. 9 – Gráfico com os resultados da análise da cobertura vegetal em terras indígenas na Amazônia Legal, para o ano de 2015. Não constam no gráfico os resultados obtidos para a classe de uso “água”.

Devido à recente edição do chamado Novo Código Florestal (no ano de 2012), não é possível atribuir a incidência de desmatamento nos assentamentos às regras mais brandas vigentes para as pequenas propriedades rurais. Nesse ínterim, programas de regularização fundiária conduzidos pelo Governo Federal (Cadastro Ambiental Rural – CAR, Programa Terra Legal) se mostram salutares para o cumprimento de exigências ambientais. Para Pacheco (2009), os pequenos agricultores contribuem com menos da metade do total do desmatamento acumulado, atribuindo as maiores taxas de desmate na

Amazônia brasileira à ocupação pela pecuária extensiva praticada por médios e grandes produtores, que seria o caso do sul do Pará. Isso deixa os assentamentos vulneráveis, pois investidores adquirem múltiplas propriedades e as consolidam em uma única, possibilitando o aumento da área disponível para desmate (YANAI *et al.*, 2016). Ademais, parte da área desmatada detectada dentro dos assentamentos ocorreu antes de sua implementação, não podendo ser atribuída aos pequenos produtores (PACHECO, 2009). De fato, análises indicam que 58% de floresta original constituíam a área de assentamentos tradicionais

criados na Amazônia Legal entre 2000 e 2008; em 2013, essa área havia sido reduzida em 29% (YANAI *et al.*, 2016).

O perfil dos projetos voltados para as populações tradicionais, predominantes no sul do Amazonas e no Oeste do Pará, se expressa de maneira positiva na maior taxa de cobertura florestal observada nesses assentamentos ambientalmente diferenciados, respectivamente de 80,9% e 81,3% (Figura 10). Estes dados corroboram os resultados alcançados por Yanai *et al.* (2016), que constataram apenas 1% de desmatamento em PAE's situados na Amazônia Legal, até 2013, e 5% em PDS. Para Ludewigs *et al.* (2009), a manutenção da floresta em lotes em Porto Acre deve-se ao fato de que os proprietários, por se tratarem de ex-seringueiros, possuam maior dependência de produtos florestais. Apesar desses dados, já foi identificado

que áreas de proteção estrita mantidas pelo Estado são mais eficientes na redução de desmatamento do que aquelas designadas como Uso Sustentável (YANAI *et al.*, 2012).

Quanto à gestão dos assentamentos extrativistas, existem relatos de instalação de famílias sem o perfil extrativista (SILVEIRA & WIGGERS, 2013), o que levaria a um aumento nos índices de desmatamento nessa modalidade de assentamento (YANAI *et al.*, 2016). Ademais, Shahabuddin & Rao (2010) consideram que, apesar de as áreas sujeitas a um manejo sustentável apresentarem uma melhoria em relação a áreas de acesso livre na redução de pressões de desflorestamento, a qualidade da floresta não é necessariamente mantida ao longo do tempo, ou seja, pode haver uma redução na provisão de bens e serviços fornecidos pela floresta (PORTER-BOLLAND *et al.*, 2012).

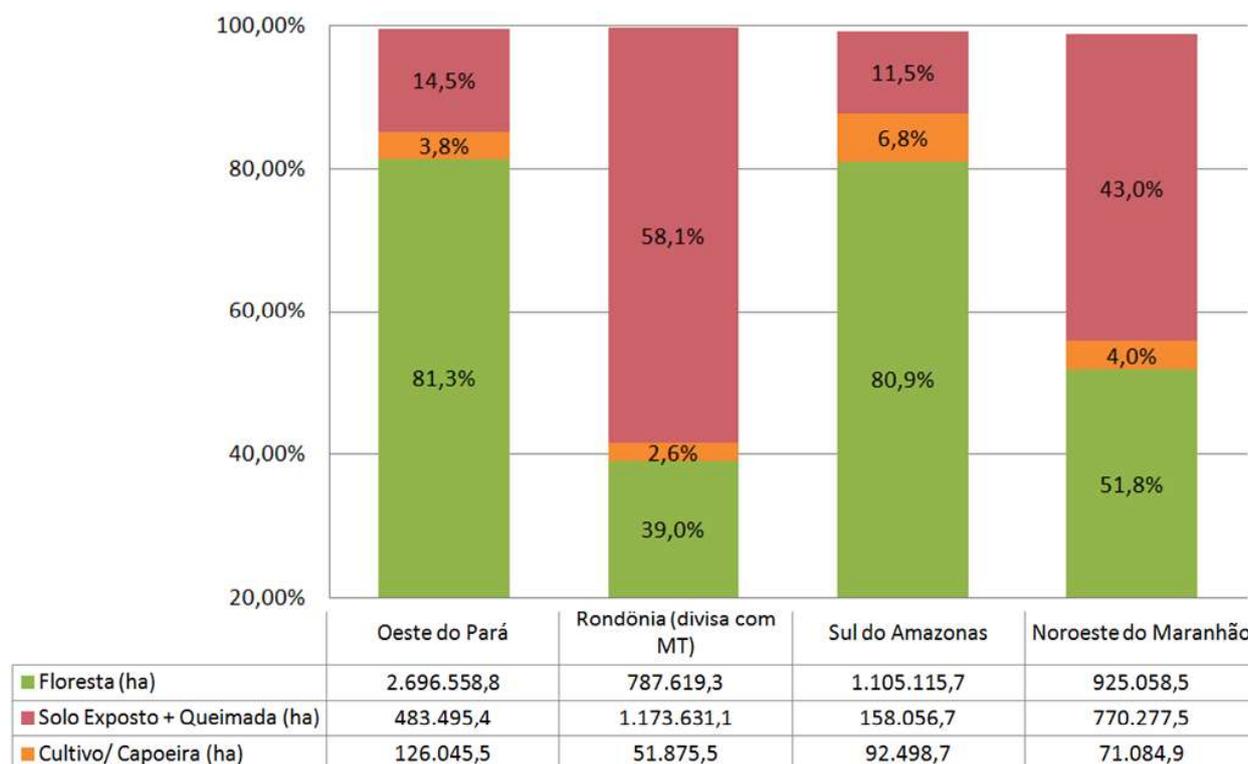


Fig. 10 – Gráfico com os resultados da análise da cobertura vegetal em assentamentos rurais na Amazônia Legal, para o ano de 2015. Não constam no gráfico os resultados obtidos para a classe de uso “água”.

6. CONCLUSÕES

Foram observados elevados percentuais de preservação de vegetação nativa nas terras indígenas, superando 95% nas regiões analisadas. Por outro lado, as modalidades de assentamento tradicionais apresentaram grande perda de

cobertura florestal (foram identificados apenas 39% de área vegetada em Rondônia, e 52% no Noroeste do Maranhão). Já as modalidades de assentamento com viés sustentável se mostraram uma alternativa interessante para a região, ao apresentarem altos índices de vegetação composta por florestas (81,3% e 80% no Oeste

do Pará e no Sul do Amazonas, respectivamente).

As técnicas de processamento de imagens utilizadas nesse trabalho permitiram estimar a cobertura florestal presente na Amazônia em 2015, em regiões nas quais o desmatamento é considerado crítico. O índice CO₂flux possibilitou caracterizar a área desmatada no interior de assentamentos e terras indígenas, possuindo potencial para a aplicação em políticas públicas.

Como perspectivas futuras, novos estudos devem ser incentivados sobre o tema, especialmente diante da recente revisão do Código Florestal Brasileiro, que traz uma redução de exigências para as pequenas propriedades, inclusive relativo à recomposição florestal. Assim, faz-se necessária a observância das novas regras de preservação de reserva legal nessas propriedades, seja na implementação de políticas de regularização fundiária, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), ou o Programa Terra Legal (conduzido na região amazônica), seja em medidas de controle ambiental, uma vez que a fiscalização do cumprimento da legislação ambiental na Amazônia Legal é prioritária para o governo federal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMADO, F.A.D.T. **Direito ambiental esquematizado**. 5.^a ed. São Paulo: Método, 2014. pp. 292.

BARNI, P. E.; FEARNSTIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. de A. 'Simulating Deforestation and Carbon Loss in Amazonia: Impacts in Brazil's Roraima State from Reconstructing Highway BR-319 (Manaus-Porto Velho)', **Environmental Management**, 55(2), pp. 259–278, 2015. doi: 10.1007/s00267-014-0408-6.

BIJALWAN, A.; SWAMY, S. L.; SHARMA, C. M.; SHARMA, N. K.; TIWARI, A. K. 'Land-use, biomass and carbon estimation in dry tropical forest of Chhattisgarh region in India using satellite remote sensing and GIS', **Journal of Forestry Research**, 21(2), pp. 161–170, 2010. doi: 10.1007/s11676-010-0026-y.

BOWMAN, M. S.; SOARES-FILHO, B. S.; MERRY, F. D.; NEPSTAD, D. C.; RODRIGUES, H.; ALMEIDA, O. T. 'Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef

production', **Land Use Policy**. Elsevier Ltd, 29(3), pp. 558–568, 2012. doi: 10.1016/j.landusepol.2011.09.009.

BROWDER, J. O.; PEDLOWSKI, M. A.; WALKER, R.; WYNNE, R. H.; SUMMERS, P. M.; ABAD, A.; BECERRA-CORDOBA, N.; MIL-HOMENS, J. 'Revisiting Theories of Frontier Expansion in the Brazilian Amazon: A Survey of the Colonist Farming Population in Rondônia's Post-Frontier, 1992-2002', **World Development**, 36(8), pp. 1469–1492, 2008. doi: 10.1016/j.worlddev.2007.08.008.

CENAMO, M.C., CARRERO, G.C., SOARES, P.G. Estudo de oportunidades para a região sul do Amazonas. **IDESAM - Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas**. Série: Relatório Técnico 1, 2011. pp. 12.

COLINI, M.; NOGUEIRA, M.; CAMPOS, M.; BARROS, A.; CARVALHO, F. 'REDD projects REDD projects in latin america', **Sustainable Development**, 477(7365), pp. 1–45, 2009. doi: 10.1038/nature10296.

COSTA, F. S.; RAVENA, N. 'Práticas agroecológicas em assentamentos rurais no sul do Amazonas : uma abordagem institucional', **Novos Cadernos do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos**, 17(1), pp. 99–124, 2014.

COSTA, M. H. AND YANAGI, S. N. M. 'Effects of Amazon deforestation on the regional climate - Historical perspective, current and future research', **Revista Brasileira de Meteorologia**, 21, pp. 200–211, 2006.

COSTA, T. C. C.; VIANA, J. H. M.; RIBEIRO, J. L. 'Semideciduous Seasonal Forest Production of Leaves and Deciduousness in Function of the Water Balance, LAI, and NDVI', **International Journal of Ecology**. pp. 1–15, 2014. Available at: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/923027>.

FERNANDEZ-MANSO, A.; QUINTANO, C.; ROBERTS, D. A. 'Burn severity influence on post-fire vegetation cover resilience from Landsat MESMA fraction images time series in Mediterranean forest ecosystems', **Remote Sensing of Environment**, 184, pp. 112–123, 2016. doi: 10.1016/j.rse.2016.06.015.

FUNAI – FUNDAÇÃO NACIONAL DO

- ÍNDIO, 2014. <http://www.funai.gov.br/index.php/component/content/article?id=1453:awaguja-2>. Acesso em 18/12/2015.
- GAMON, J.A., SERRANO, L., SURFUS, J.S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, 112(4): 492-501, 1997.
- GONZÁLEZ-RUIBAL, A.; HERNANDO, A. 'Genealogies of destruction: An archaeology of the contemporary past in the Amazon forest', **Archaeologies**, 6(1), pp. 5–28, 2010. doi: 10.1007/s11759-010-9120-1.
- GRAÇA, P. M. L. DE A., VITEL, C. S. M. N.; FEARNSSIDE, P. M. 'Detecção de cicatrizes de incêndios florestais utilizando a técnica de análise por vetor de mudança na terra indígena sete de setembro - Rondônia', **Ambiência Guarapuava (PR)**, 8, pp. 511–521, 2012. doi: 10.5777/ambiencia.2012.04.06.
- HEDIN, L. O. 'Signs of saturation in the tropical carbon sink', **Nature**, pp. 6–7, 2015. doi: 10.1038/519295a.
- ICMBio – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Diagnóstico Ambiental do Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Amazônicos – PNCA. Relatório Preliminar do Componente Cobertura Vegetal**. Porto Velho, Rondônia, 2009. pp. 72–81.
- LUDEWIGS, T.; D'ANTONA, A. DE O.; BRONDÍZIO, E. S.; HETRICK, S. 'Agrarian Structure and Land-cover Change Along the Lifespan of Three Colonization Areas in the Brazilian Amazon', **World Development**, 37(8), pp. 1348–1359, 2009. doi: 10.1016/j.worlddev.2008.08.018.
- MALHI, Y.; GRACE, J. 'Tropical forests and atmospheric carbon dioxide', **TREE**, 15(8), pp. 332–337, 2000.
- MARTINS, G. C.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; VITORINO, A. C. T.; SILVA, M. L. N. 'Campos nativos e matas adjacentes da região de Humaitá (AM): atributos diferenciais dos solos', **Ciência e Agrotecnologia**, 30(2), pp. 221–227, 2006. doi: 10.1590/S1413-70542006000200005.
- MARTINS, L. N.; BAPTISTA, G. M. D. M. 'Análise Multitemporal do Sequestro Florestal de Carbono no Projeto de Assentamento Carão, Acre', **Revista Brasileira de Geografia Física**, 6(6), pp. 1648–1657, 2013.
- MARVIN, D. C.; ASNER, G. P.; SCHNITZER, S. A. 'Liana canopy cover mapped throughout a tropical forest with high-fidelity imaging spectroscopy', **Remote Sensing of Environment**. Elsevier Inc., 176, pp. 98–106, 2016. doi: 10.1016/j.rse.2015.12.028.
- MATTHES, J. H.; KNOX, S. H.; STURTEVANT, C.; SONNENTAG, O.; VERFAILLIE, J.; BALDOCCHI, D. 'Predicting landscape-scale CO₂ flux at a pasture and rice paddy with long-term hyperspectral canopy reflectance measurements', **Biogeosciences**, 12(15), pp. 4577–4594, 2015. doi: 10.5194/bg-12-4577-2015.
- MERRY, K., SIRY, J., BETTINGER, P. AND BOWKER, J. M. 'Efficient assessments of urban tree planting potential within or near the southern Piedmont region of the United States', **Computers, Environment and Urban Systems**. Elsevier Ltd, 39, pp. 39–47, 2013. doi: 10.1016/j.compenvurbsys.2013.01.005.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de ação para a prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal (PPCDAm) 3ª fase (2012/2015)**. 2013. p. 82.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=1319>. Disponível em 26 de novembro de 2015.
- NEPSTAD, D.; SCHWARTZMAN, S.; BAMBERGER, B.; SANTILLI, M.; RAY, D.; SCHLESINGER, P.; LEFEBVRE, P.; ALENCAR, A.; PRINZ, E.; FISKE, G.; ROLLA, A. 'Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands', **Conservation Biology**, 20(1), pp. 65–73, 2006. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x.
- OLIVEIRA, J. A. P. de 'Property rights, land conflicts and deforestation in the Eastern Amazon', **Forest Policy and Economics**, 10(5), pp. 303–315, 2008. doi: 10.1016/j.forpol.2007.11.008.

- PACHECO, P. 'Agrarian Reform in the Brazilian Amazon: Its Implications for Land Distribution and Deforestation', **World Development**. Elsevier Ltd, 37(8), pp. 1337–1347, 2009. doi: 10.1016/j.worlddev.2008.08.019.
- PADOCH, C.; BRONDIZIO, E.; COSTA, S., PINEDO-VASQUEZ, M.; SEARS, R. R.; SIQUEIRA, A. 'Urban Forest and Rural Cities : Multi-sited Households , Consumption', **Ecology and Society**, 13(2): 2, pp. 1–16, 2008. Available at: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art2/>.
- PAN, Y., BIRDSEY, R. A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P. E., KURZ, W. A., PHILLIPS, O. L., SHVIDENKO, A., LEWIS, S. L., CANADELL, J. G., CIAIS, P., JACKSON, R. B., PACALA, S. W., MCGUIRE, A. D., PIAO, S., RAUTIAINEN, A., SITCH, S.; HAYES, D. 'A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests', **Science**, 333(6045), pp. 988–993, 2011.
- PAULAFILHO, G. X.; CALVI, M. F.; CASTRO, R. R. A. de 'Socioeconomic Analysis of Rural Credit and Technical Assistance for Family Farmers in the Transamazonian Territory, in the Brazilian Amazon', **Journal of Agricultural Science**, 8(10), p. 177, 2016. doi: 10.5539/jas.v8n10p177.
- PEDLOWSKI, M. A.; MATRICARDI, E. T. A. T.; SKOLE, D., CAMERON, S. R. R.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, C.; LISBOA, A. 'Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil', **Environmental Conservation**, 32(2), p. 149, 2005. doi: 10.1017/S0376892905002134.
- PEDROZA DA SILVA, S. C.; BAPTISTA, G. M. de M. 'Análises espectrais da vegetação com dados Hyperion e sua relação com a concentração e o fluxo de CO₂ em diferentes ambientes na Amazônia Brasileira', **Boletim de Ciências Geodésicas**, 21(2), pp. 354–370, 2015. Available at: <http://dx.doi.org/10.1590/S1982-21702015000200020>.
- PERZ, S. G.; OVERDEVEST, C.; CALDAS, M. M.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. Y. 'Unofficial road building in the Brazilian Amazon: dilemmas and models for road governance', **Environmental Conservation**, 34(2), p. 112, 2007. doi: 10.1017/S0376892907003827.
- PFAFF, A.; ROBALINO, J.; HERRERA, D.; SANDOVAL, C. 'Protected areas: impacts on Brazilian Amazon deforestation: Examining conservation - Development interactions to inform planning', **PLoS ONE**, 10(7), pp. 1–17, 2015. doi: 10.1371/journal.pone.0129460.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**, 2^a ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p. 17.
- PORTER-BOLLAND, L.; ELLIS, E. A.; GUARIGUATA, M. R.; RUIZ-MALLÉN, I.; NEGRETE-YANKELEVICH, S.; REYES-GARCÍA, V. 'Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics', **Forest Ecology and Management**. Elsevier B.V., 268, pp. 6–17, 2012. doi: 10.1016/j.foreco.2011.05.034.
- RAHMAN, A.F., GAMON, J.A., FUENTES, D.A., ROBERTS, D., PRENTISS, D., QIU, H. Modeling CO₂ flux of boreal forests using narrow-band indices from AVIRIS imagery. **AVIRIS Workshop, JPL/NASA**, Pasadena, Califórnia, 2001. pp. 1–8.
- ROUSE, J.W., HAAS, R.H., SCHELL, J.A., DEERING, D.W., HARLAN, J.C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. Texas A & M University, Remote Sensing Center. 386 p, pp. 309–317, 1973.
- ROY, D. P., WULDER, M. A., LOVELAND, T. R., WOODCOCK, C. E., ALLEN, R. G., ANDERSON, M. C., HELDER, D., IRONS, J. R., JOHNSON, D. M., KENNEDY, R., SCAMBOS, T.A., SCHAAF, C. B., SCHOTT, J. R., SHENG, Y., VERMOTE, E. F., BELWARD, A. S., BINDSCHADLER, R., COHEN, W. B., GAO, F., HIPPLE, J. D., HOSTERT, P., HUNTINGTON, J., JUSTICE, C. O., KILIC, A., KOVALSKYY, V., LEE, Z. P., LYMBURNER, L., MASEK, J. G., MCCORKEL, J., SHUAI, Y., TREZZA, R., VOGELMANN, J., WYNNE, R. H.; ZHU, Z. 'Remote Sensing of Environment Landsat-8 : Science and product vision for terrestrial global change research', **Remote**

- Sensing of Environment.** Elsevier B.V., 145, pp. 154–172, 2014. doi: 10.1016/j.rse.2014.02.001.
- SAN, B. T.; SUZEN, M. ‘Evaluation of Different Atmospheric Correction Algorithms for Eo-1 Hyperion Imagery’, *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science*, XXXVIII, pp. 392–397, 2010.
- SCHWARTZMAN, S.; VILLAS BOAS, A.; ONO, K.; FONSECA, G.; DOBLAS, J.; ZIMMERMAN, B.; JUNQUEIRA, R.; TORRES, M. ‘The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin’, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368, pp. 1–12, 2013. doi: rstb.2012.0164.
- SHAHABUDDIN, G.; RAO, M. ‘Do community-conserved areas effectively conserve biological diversity? Global insights and the Indian context’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 143(12), pp. 2926–2936, 2010. doi: 10.1016/j.biocon.2010.04.040.
- SILVEIRA, L. B.; WIGGERS, R. ‘Protegendo a floresta , reconfigurando espaços na Amazônia : o caso do Projeto de Assentamento Extrativista Santa Maria’, *Revista de Administração Pública*, 47(3), pp. 671–693, 2013.
- SMITH, B.; KNORR, W.; WIDLÓWSKI, J.-L.; PINTY, B.; GOBRON, N. ‘Combining remote sensing data with process modelling to monitor boreal conifer forest carbon balances’, *Forest Ecology and Management*, 255(12), pp. 3985–3994, 2008. doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.056.
- LE TOURNEAU, F.-M.; BURSZTYN, M. ‘Assentamentos Rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental’, *Ambiente & Sociedade*, 13(1), pp. 111–130, 2010. doi: 10.1590/S1414-753X2010000100008.
- VALE, I.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D.; GRIMALDI, M.; NELSON, B. W.; DESJARDINS, T.; COSTA, L. G. S. ‘Tree Regeneration Under Different Land-Use Mosaics in the Brazilian Amazon’s “Arc of Deforestation”’, *Environmental Management*. Springer US, 56(2), pp. 342–354, 2015. doi: 10.1007/s00267-015-0500-6.
- YANAI, A. M.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. DE A.; NOGUEIRA, E. M. ‘Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: Simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve’, *Forest Ecology and Management*. Elsevier B.V., 282, pp. 78–91, 2012. doi: 10.1016/j.foreco.2012.06.029.
- YANAI, A. M.; NOGUEIRA, E. M.; GRAÇA, P. M. L.; FEARNSIDE, P. M. ‘Deforestation and Carbon Stock Loss in Brazil’s Amazonian Settlements’, *Environmental Management*. Springer US, 59(3), pp. 393–409, 2017. doi: 10.1007/s00267-016-0783-2.