

Detecção de mudanças na cobertura vegetal natural do Cerrado por meio de dados de radar (Sentinel-1A)

Land cover change detection in the Brazilian Cerrado using radar data (Sentinel-1A)

*Thaise Rodrigues*¹

*Edson Eyji Sano*²

*Tati de Almeida*³

*Joselisa Maria Chaves*⁴

*Juan Doblas*⁵

Resumo

A detecção de mudanças na cobertura vegetal natural do Cerrado vem sendo conduzida por meio de imagens orbitais ópticas. Com a disponibilização sem custos das imagens de radar do satélite Sentinel-1A, o monitoramento contínuo e em tempo quase real de mudanças na sua cobertura vegetal natural tornou-se uma realidade. O objetivo desse estudo é analisar o potencial das imagens do satélite Sentinel-1A para detecção de mudanças na cobertura vegetal natural do Cerrado para fins de fiscalização e controle de desmatamentos ilegais. A área-teste selecionada foi o Oeste da Bahia. Foram consideradas duas cenas do Sentinel-1A obtidas em 03 de outubro de 2016 (T0) e 27 de outubro de 2017 (T1) na banda C, resolução espacial de 20 metros e polarizações VV e VH. Um conjunto de 159 polígonos de desmatamento identificados em oito cenas do satélite Landsat-8 *Operational Land Imager* (OLI) de 2016 e 2017 foram utilizados como áreas de treinamento para definir os coeficientes de retroespalhamento (σ°) típicos de áreas de mudanças na cobertura vegetal natural da área-teste. O potencial de detecção de mudanças foi analisado por meio de gráficos *boxplot* envolvendo valores de σ° derivados da razão T1/T0 (sem filtragem e processados pelos filtros Refined Lee e Quegan & Yu). Foram considerados três limiares de mudança para cada polarização. Todo o processamento de imagens de radar foi realizado na plataforma *Google Earth Engine*. O melhor resultado foi obtido para a combinação VH, Refined Lee e limiar 0,60, a qual apresentou 95% de acurácia e 39% de omissão.

Palavras-chave: Savana, Oeste da Bahia, sensoriamento remoto, retroespalhamento.

¹ Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. thaisesrodrigues@gmail.com

² Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil. edson.sano@embrapa.br

³ Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. tati_almeida@unb.br

⁴ Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, BA, Brasil. joselisa@uefs.br

⁵ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, Brasil. juan.doblas@inpe.br

Artigo recebido em: 10/12/2018. Aceito para publicação em: 05/09/2019

Abstract

Change detection in the natural vegetation of the Cerrado has been conducted based on optical satellite images. With the free availability of Sentinel-1A satellite radar images, continuous, near-real-time monitoring of land use changes has become a reality. The objective of this study is to analyze the potential of the Sentinel-1A satellite radar images to detect changes in the Cerrado's natural vegetation cover for the purpose of law enforcement procedures to control illegal deforestation. The test site was the western of Bahia State. We selected two Sentinel-1A scenes obtained on October 3, 2016 (T0) and October 27, 2017 (T1) (C-band, 20-meter spatial resolution, VV- and VH-polarizations). A set of 159 deforestation polygons identified in the Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) satellite images from 2016 and 2017 (eight scenes) were used as training samples to define typical radar backscattering coefficients (σ°) from the areas corresponding to the changes in the natural vegetation cover. The potential of change detection technique was analyzed based on boxplot graphs involving σ° values derived from the ratio T1/T0 (without filtering and processed by the Refined Lee and Quegan & Yu filters). Three thresholds were considered for each polarization. All radar image processing was conducted based on the Google Earth Engine platform. The best result was obtained for the combination of VH, Refined Lee and threshold of 0.60, which presented 95% of overall accuracy and 39% of omission error.

Keywords: Savanna, western of Bahia State, remote sensing, backscattering.

Introdução

O bioma Cerrado corresponde ao segundo maior bioma do Brasil e ocupa uma área aproximada de 2 milhões de km² na região central do Brasil (SILVA; BATES, 2002). Apesar da sua rica biodiversidade, apenas 8,2% de seu território é protegido por lei na forma de unidades de conservação. Desse total, somente 2,9% correspondem a unidades de conservação de proteção integral (estações ecológicas, monumentos naturais, parques nacionais, refúgios de vida silvestre e reservas biológicas) (MMA 2018).

Extensas áreas do Cerrado já foram convertidas em plantações de soja, milho, algodão, café e cana-de-açúcar, sendo o cultivo da soja o mais proeminente (SANO et al., 2010; RADA, 2013; CARNEIRO FILHO; COSTA, 2016). No período de 2000 a 2014, o crescimento em área da produção de soja no Cerrado foi de 253% (CARNEIRO FILHO; COSTA, 2016). Em regiões como a de Matopiba (área contínua de Cerrado que cobre parte dos estados do

Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), mais de 60% da expansão agrícola ocorreram em áreas de vegetação nativa no referido período. Nessa região, destaca-se o Oeste da Bahia que, desde a década de 1980, transformou-se em um dos principais polos de produção de grãos do Brasil (BRANNSTROM et al., 2008; MENKE et al., 2009; FLORES et al., 2012). O processo de ocupação do Cerrado no Oeste da Bahia ocorreu de forma acelerada e vários fatores contribuíram para o avanço da expansão agrícola na região, tais como os incentivos financeiros do governo, a topografia plana, favorável à mecanização agrícola, e a disponibilidade de terras baratas e em abundância (MONDARDO, 2010; SANTOS et al., 2010).

Dentro desse contexto, há a necessidade de desenvolvimento de sistemas operacionais de detecção de desmatamentos recentes no Cerrado para fins de fiscalização e controle de desmatamentos ilegais. Sistemas baseados em imagens ópticas apresentam limitações relacionadas com o período relativamente longo sem disponibilidade de imagens devido à cobertura persistente de nuvens e com a dificuldade de diferenciação de algumas fitofisionomias devido à forte mistura espectral (FERREIRA et al., 2007). Uma opção ou complementação ao monitoramento do desmatamento baseado em dados ópticos são os dados de radar. A grande vantagem das imagens de radar é a sua independência em relação à presença de nuvens e às variações nas condições de iluminação solar (MENESES; ALMEIDA, 2012). No dia 03 de abril de 2014, a Agência Espacial Europeia (ESA) lançou o satélite de radar denominado de Sentinel-1A, que opera na banda C (comprimento de onda de ~ 5 cm), polarizações VV e VH (V = polarização vertical; H = polarização horizontal) e resolução espacial de 20 metros no modo de imageamento *Interferometric Wide (IW)* (TORRES et al., 2012; ESA, 2013). Pela primeira vez, os dados de radar do Sentinel-1A estão sendo disponibilizados sem custos na internet. Até o momento, não existe nenhum estudo que tenha avaliado o potencial das imagens do Sentinel-1A para detecção de mudanças na vegetação natural do Cerrado. O objetivo desse

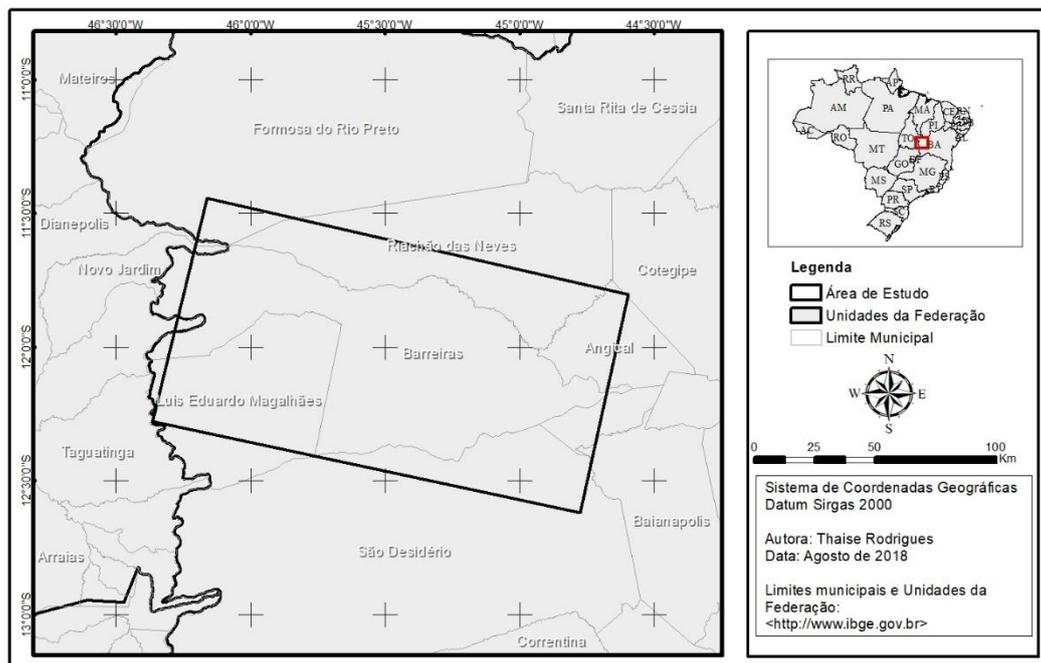
estudo é analisar o potencial das imagens de radar do satélite Sentinel-1A para detecção de mudanças na cobertura vegetal natural do Cerrado para fins de fiscalização e controle de desmatamentos ilegais.

Materiais e Métodos

A área de estudo localiza-se entre as coordenadas 11° 26' 42" e 12° 43' 08" de latitude sul e entre 46° 09' 43" e 44° 36' 11" de longitude oeste, cobre a maior parte do município de Barreiras e foi definida considerando-se os limites em comum das imagens Sentinel-1 e Landsat-8 utilizadas. A área selecionada possui aproximadamente 19 mil km² e engloba parte dos municípios de Angical, Barreiras, Baianópolis, Cristópolis, Catolândia, Luís Eduardo Magalhães, Riachão das Neves e São Desidério no oeste do estado da Bahia, e parte dos municípios de Dianópolis, Novo Jardim e Ponte Alta do Bom Jesus, no estado do Tocantins (**Figura 1**).

A área de estudo está inserida dentro do bioma Cerrado, cuja formação vegetacional é constituída por um mosaico heterogêneo de formações florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO; WALTER, 2008). O clima predominante, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é o tropical continental (Aw), com inverno seco e verão chuvoso. Segundo dados de precipitação pluvial da Empresa Baiana de Desenvolvimento Agrícola, a precipitação média anual no município de Barreiras é de 1.053 mm.

Figura 1 - Localização da área de estudo no Oeste da Bahia



Fonte: Autores, 2018.

Materiais

Os materiais deste estudo foram as imagens do satélite Sentinel-1A de 03 outubro de 2016 e 22 de outubro de 2017 e as imagens do satélite Landsat-8 OLI de 02 de outubro de 2016 e 23 de fevereiro, 27 de março, 28 de abril, 30 de maio, 17 de julho, 19 de setembro e 21 de outubro de 2017. As cenas do Sentinel-1A (banda C) foram obtidos da plataforma *Google Earth Engine* (GEE), no modo de imageamento denominado de *Interferometric Wide* (IW) com duas polarizações (VV e VH) e tamanho de pixel de 20 m.

Essas imagens são disponibilizadas nessa plataforma com alguns pré-processamentos, tais como a remoção de ruídos termais, mescla de bordas, calibração radiométrica e ortorretificação. Na etapa de ortorretificação, os dados são convertidos para coeficiente de retroespalhamento (σ°) usando o modelo digital de elevação (MDE) do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) de 30 metros ou do sensor *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) para altas latitudes ($> 60^{\circ}$ ou $< -60^{\circ}$). Os

coeficientes são então fixados no 1º e no 99º percentil para preservar a faixa dinâmica em relação aos valores anômalos e quantificados para 16 bits. Essas etapas seguiram as implementações da caixa de ferramentas do *Sentinel Application Platform* (SNAP), *software* de processamento das imagens da constelação Sentinel, disponibilizado gratuitamente pela ESA (GEE, 2018). As imagens Landsat-8 (bandas 4, 5 e 6) foram obtidas no *site* do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) (*earth explorer*), com resolução espacial de 30 m, e foram reprojetaadas para o Hemisfério Sul uma vez que a USGS disponibiliza as imagens com orientação para o Hemisfério Norte. Esse processamento foi realizado no ArcGIS 10.1.

Foi utilizado ainda o mapa de uso e cobertura de terras do Projeto TerraClass Cerrado 2013 (MMA, 2015). As classes de uso antrópico desse projeto (agricultura anual, agricultura perene, áreas de mineração, mosaico de ocupações, pastagem cultivada, silvicultura, solo exposto e área urbana) foram utilizadas como máscara para a interpretação de imagens do Sentinel-1A. Devido à lacuna de tempo entre o TerraClass Cerrado (mapeamento realizado para o ano de 2013, utilizando imagens Landsat-8) e o período de análise do presente estudo, foi necessária a atualização da máscara para o ano de 2016, conduzida com base na interpretação visual em tela das imagens do Landsat-8 do dia 02 de outubro de 2016.

Abordagem Metodológica

Por meio de interpretação visual na tela de computador das cenas do Landsat-8 e utilização da máscara de uso de terras e com suporte do *software* QGIS 2.14, foram mapeadas as áreas desmatadas na área de estudo nas datas de 23 de fevereiro, 27 de março, 28 de abril, 30 de maio, 17 de julho, 19 de setembro e 21 de outubro de 2017. Um conjunto n de amostras de polígonos de desmatamento foi então validado em campo. O tamanho mínimo de

amostras foi calculado pela seguinte fórmula (LARSON & FARBER, 1999) (Eq. 1):

$$n = \frac{N \cdot Z^2 \cdot p(1-p)}{(N-1) \cdot e^2 + Z^2 \cdot p(1-p)} \quad (1)$$

onde n = tamanho da amostra; N = tamanho do universo; Z = desvio do valor médio aceito para alcançar o nível de confiança desejado; e = margem de erro máximo que se quer admitir; e p = proporção que se espera encontrar. A campanha de campo foi realizada de 17 a 20 de novembro de 2017.

Em seguida, as cenas do Sentinel-1A foram reescaladas para valores digitais (Eq. 2). Um *script* foi preparado especialmente para executar esse procedimento.

$$VD = 10^{\sigma^{(dB)}/10} \quad (2)$$

Posteriormente, as cenas foram processadas pela técnica de filtragem espacial do tipo passa-baixa para reduzir o efeito *speckle*, um tipo de ruído multiplicativo e aleatório que é inerente ao processo de aquisição de imagens de radar. Os filtros devem manter aproximadamente a intensidade média do retroespalhamento das imagens, porém, devem reduzir a variância e preservar bordas e textura (DONG et al., 2001). Nesse estudo, foram considerados o filtro adaptativo Refined Lee e o Quegan & Yu. O primeiro seleciona os pixels vizinhos com características de espalhamento similar (LEE et al., 2006), enquanto o último corresponde a um filtro linear, adequado quando existe uma sequência temporal de imagens (QUEGAN; YU, 2001). Exemplos de aplicações desses dois filtros podem ser encontrados em Vasile et al. (2010) e Bejima et al. (2014) para o filtro Refined Lee, e em Engdahl & Hyyppä (2003) e Bouvet et al. (2009) para o filtro Quegan & Yu.

Os polígonos de desmatamento detectados com base nas imagens do Landsat-8 foram inseridos na plataforma GEE para que os valores digitais médios e os valores de retroespalhamento em cada polígono de desmatamento pudessem ser extraídos. Após essa etapa, foi realizada uma divisão entre as imagens de 2017 (T_1) e as imagens de 2016 (T_0) das polarizações VV e VH, sem filtragem e processadas pelos filtros Refined Lee e Quegan & Yu. Esse produto retorna uma imagem que ressalta as mudanças ocorridas conforme as oscilações de intensidade do retroespalhamento. A escolha desse método se justifica por ser a operação base da ferramenta *Change Detection* do software SNAP para detecção de mudanças nas imagens Sentinel-1.

Em seguida, as imagens foram reconvertidas para retroespalhamento (Eq. 3) para permitir a extração de valores de retroespalhamento de T_0 e T_1 para as polarizações VV e VH, sem filtragem e processadas com os dois filtros acima mencionados. Os valores da razão T_1/T_0 e os valores de retroespalhamento de T_0 e T_1 foram analisados por meio de gráficos *boxplot* para embasar a escolha de três limiares de desmatamento. Para isso, foi inserida, no *script*, a máscara de uso antrópico atualizada para o ano de 2016, de forma que a detecção fosse realizada somente nas áreas com cobertura vegetal natural.

$$\sigma^{\circ}(dB) = 10 \log(VD) \quad (3)$$

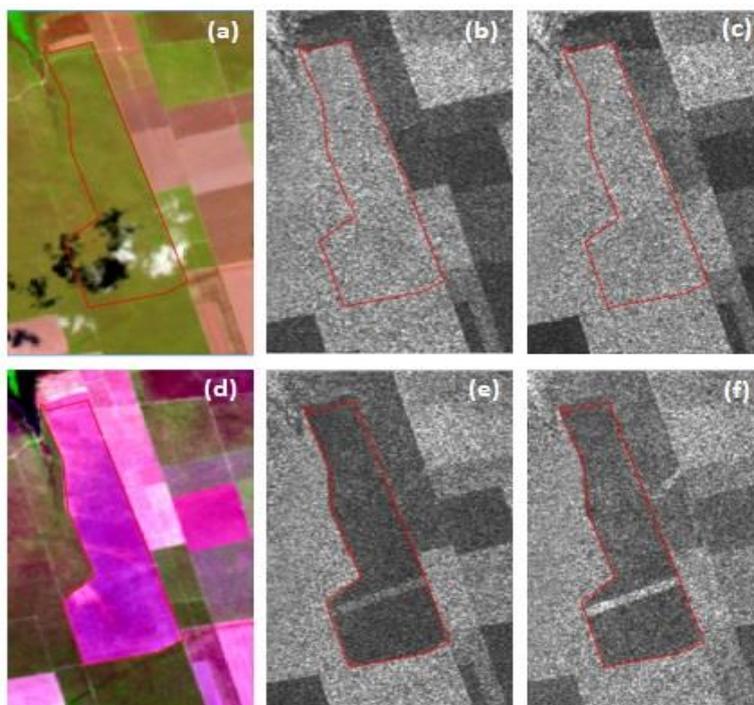
Os três limiares correspondem aos limites superior, intermediário e inferior dos valores digitais mínimo e máximo mostrados pelos gráficos *boxplot*. Esses limiares de desmatamento são inseridos no *script* desenvolvido na plataforma do GEE com o intuito de exportar um arquivo *raster* no formato TIFF contendo esses limiares. O arquivo foi então convertido para o formato vetorial para cálculo de área de cada polígono e exclusão dos polígonos menores que 2 hectares. Posteriormente, os polígonos detectados segundo os limiares selecionados foram validados por meio de cruzamentos com os dados

de desmatamento derivados das imagens Landsat-8, calculando-se os erros de omissão e comissão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados, por meio da interpretação das imagens Landsat-8 OLI de 2016 e 2017, 195 polígonos de desmatamento, sendo 32 polígonos no município de Angical, 82 em Barreiras, 07 em Catolândia, 28 em Luís Eduardo Magalhães, 24 em Riachão das Neves e 22 em São Desidério. Na **Figura 2**, é mostrado um exemplo de identificação de uma área desmatada na composição colorida RGB das bandas 6, 5 e 4 do satélite Landsat-8 no município de Barreiras e nas imagens correspondentes do Sentinel-1A nas polarizações VV e VH.

Figura 2 - Composição colorida RGB das bandas 6, 5 e 4 do satélite Landsat-8 de 02 de outubro de 2016 e 21 de outubro de 2017 (antes e depois do desmatamento) em (a) e (d) e as imagens correspondentes do satélite Sentinel-1A obtidas em 03 de outubro de 2016 e 10 de novembro de 2017 na polarização VV em (b) e (e) e na polarização VH, em (c) e (f).



Fonte: Autores, 2018.

Percebe-se que a área desmatada aparece com uma tonalidade de cinza mais escura nas imagens do Sentinel-1A, em ambas as polarizações. Isso ocorre porque, com a remoção de árvores e arbustos, elimina-se um grande número de dispersores que retroespalham os pulsos de radar emitidos pelos sensores imageadores. Conseqüentemente, a maioria das áreas desmatadas no Cerrado aparece com tonalidades de cinza escuras. Exceção a essa regra é quando ocorre um evento de chuva próximo à passagem do satélite de radar, pois o aumento na umidade de solos aumenta o retroespalhamento da radiação incidente (MENESES; ALMEIDA, 2012) ou quando a passagem do satélite é bem próxima do desmatamento, de tal modo que troncos e galhos ainda estão presentes no terreno, aumentando a rugosidade do terreno (ALMEIDA FILHO et al., 2007).

Considerando-se uma população de 195 polígonos de desmatamento, 10% de margem de erro máximo e 90% de nível de confiança, foi obtido um tamanho mínimo de amostras de validação composto por 48 pontos (Eq. 1). Foram visitados 49 pontos no campo, dos quais, em 36 pontos, ainda foram encontrados troncos e galhos no chão, espalhados ou enleirados, solos recém-revolvidos, resquícios de queimada e correntes utilizadas para o desmate em algumas áreas (**Figura 3**).

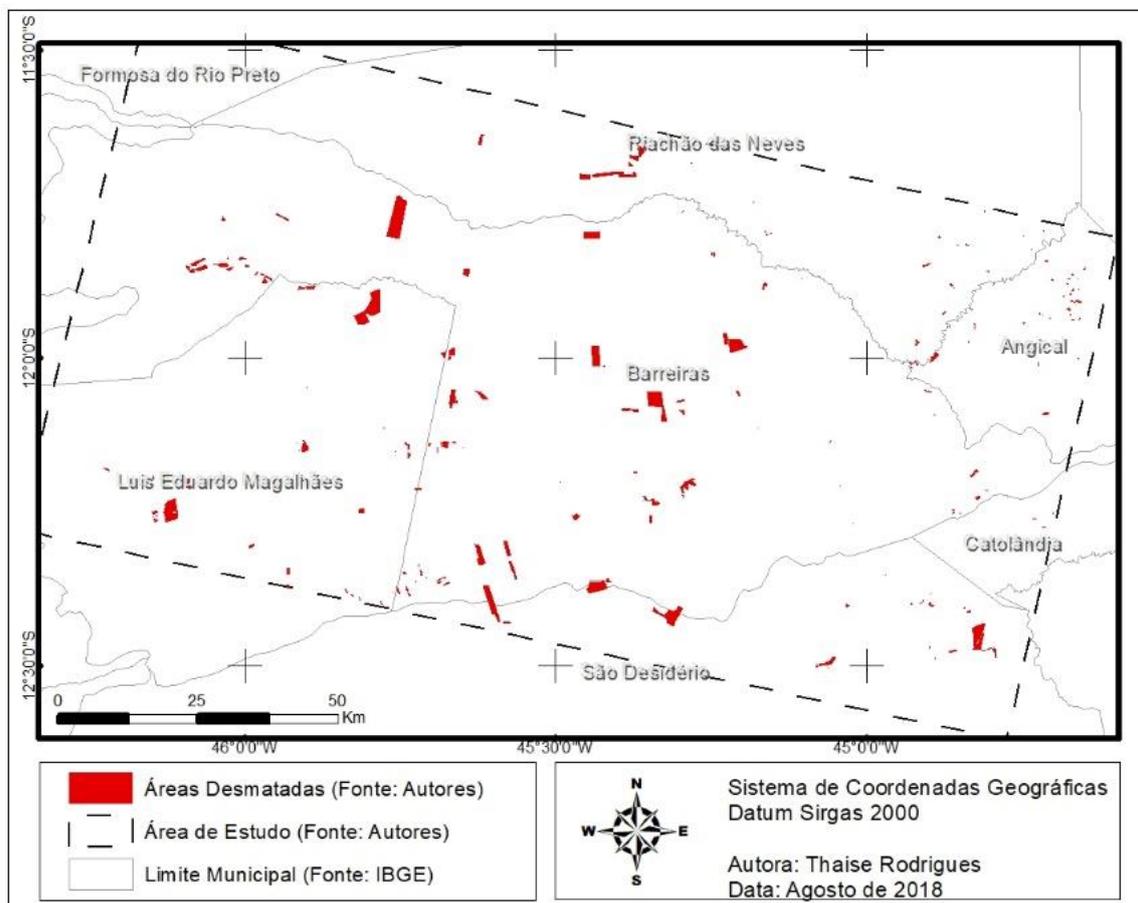
Os polígonos cujo desmate havia ocorrido entre julho e outubro de 2017, segundo observações nas imagens Landsat-8, apresentaram, de forma geral, resquícios de vegetação como galhos, troncos e folhas, queimados ou não. Foram encontrados ainda restos de vegetação em polígonos menores e em datas de desmatamento relativamente mais antigas, indicando que o padrão de limpeza do terreno pode estar associado com o tamanho da propriedade.

Figura 3 - Fotografias panorâmicas ilustrando diferentes aspectos de áreas desmatadas encontradas em campo: desmatamento recente, com troncos e galhos deixados no terreno (a); desmatamento para exploração madeireira (b); queimada em uma área anteriormente desmatada (c); e solo exposto, preparado para plantio de grão ou pastagem (d).



Grandes proprietários rurais, por causa da maior disponibilidade de recursos, apresentam uma dinâmica de desmatamento mais rápida em relação aos pequenos proprietários. As grandes áreas desmatadas estiveram localizadas principalmente nos municípios de Barreiras e Luís Eduardo Magalhães, e as pequenas áreas nos municípios de Riachão das Neves e Angical (Figura 4).

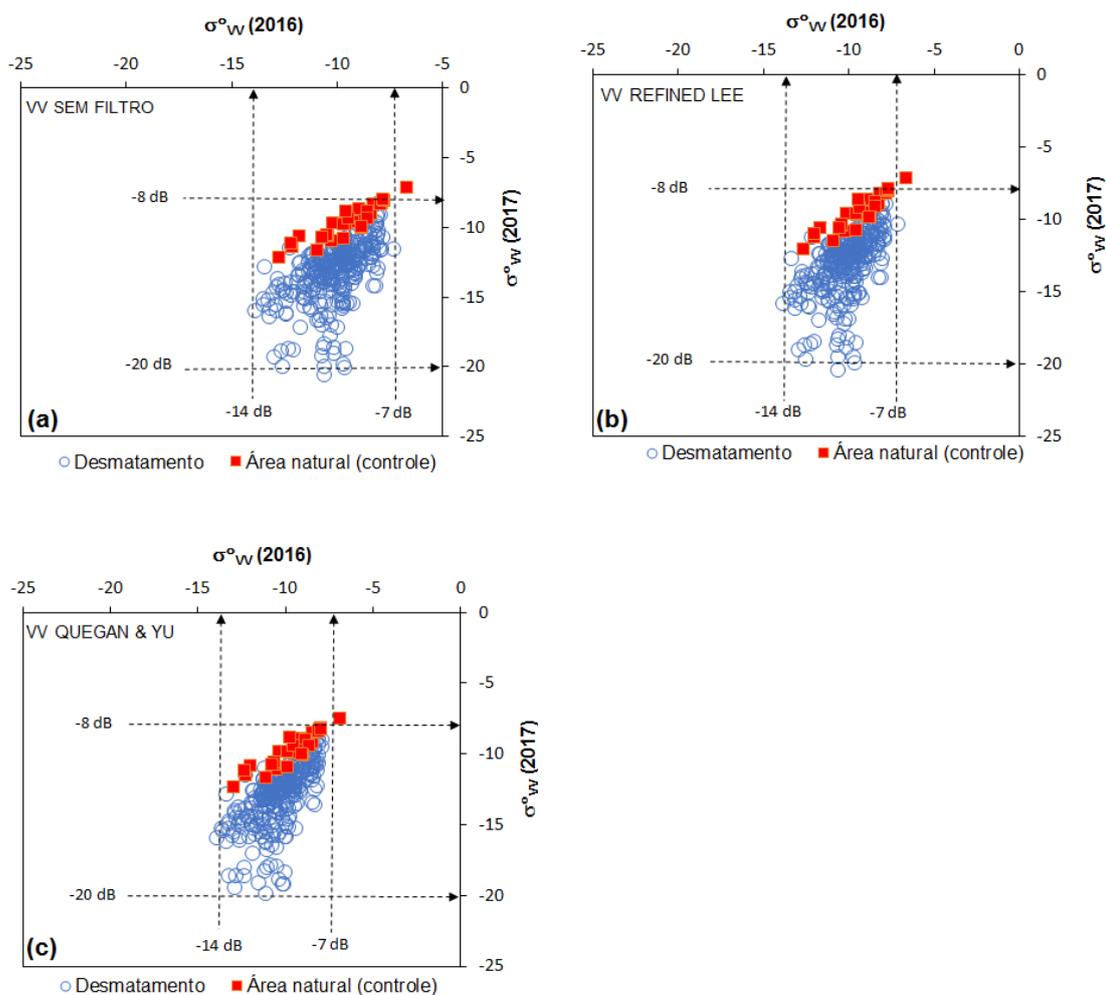
Figura 4 - Polígonos de desmatamento identificados com base na interpretação visual das imagens Landsat-8 de 2016 e 2017.



Fonte: Autores, 2018.

Na **Figura 5**, são mostrados os diagramas de dispersão entre coeficientes de espalhamento (σ^0) provenientes de polígonos de desmatamento identificados nas imagens Landsat-8 e de polígonos provenientes de remanescentes de Cerrado (controle) na polarização VV, com e sem filtragem espacial para os anos de 2016 e 2017. Praticamente todos os polígonos analisados apresentaram decréscimo nos valores de σ^0 após o evento de desmatamento, passando, grosso modo, de -14 dB a -7 dB (natural) para -20 dB a -8 dB (desmatado). A aplicação dos filtros Lee e Quegan & Yu aparentemente não mostraram mudanças significativas em relação aos valores de retroespalhamento sem filtragem espacial.

Figura 5 - Relação entre coeficientes de retroespalhamento (dB) provenientes de polígonos de desmatamento (DESM) identificadas em imagens Landsat-8 e áreas naturais (controle) (NAT) em 2016 e em 2017 na polarização VV, sem filtragem espacial (a), com filtro Refined Lee (b) e com filtro Quegan & Yu (c). MIN = valor mínimo de retroespalhamento (dB); MÁX = valor máximo de retroespalhamento (dB).

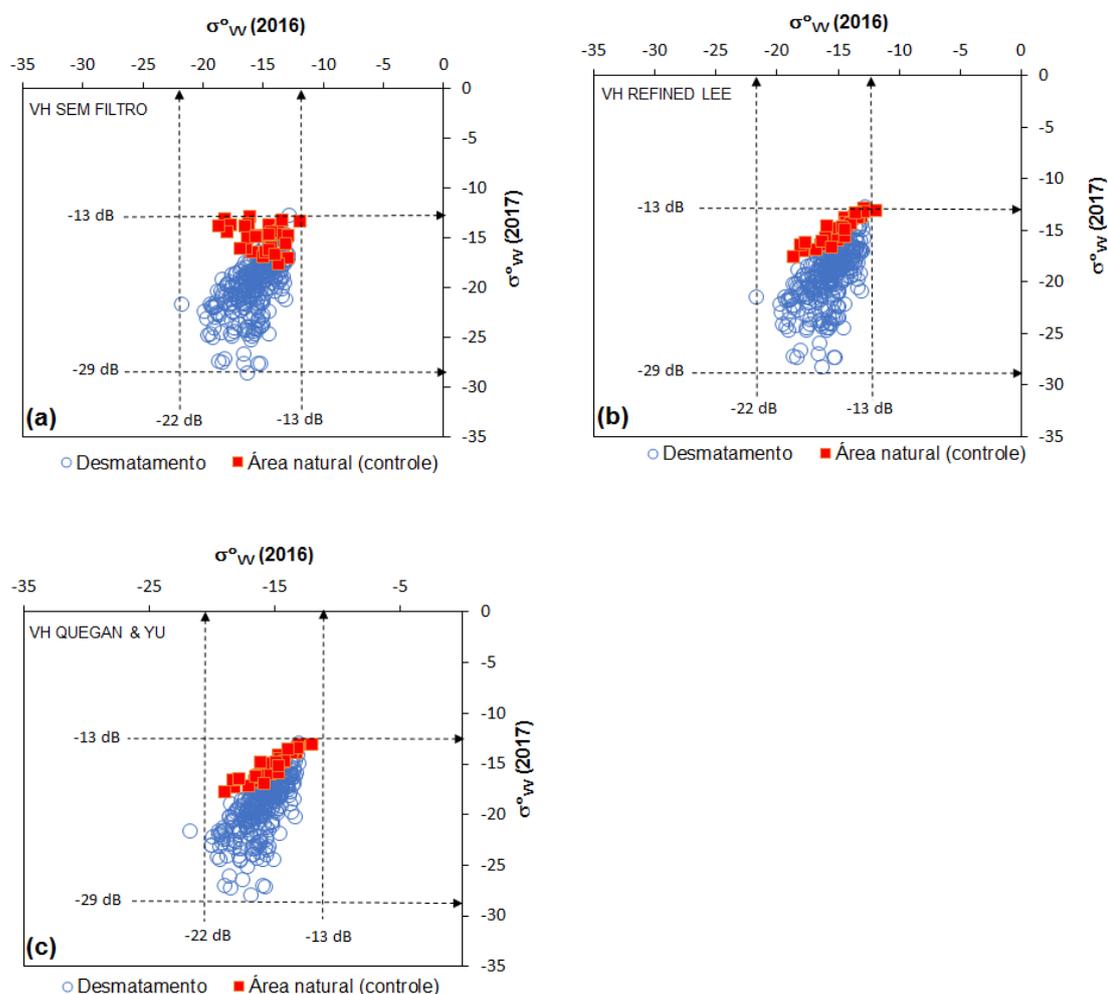


Fonte: Autores, 2018.

Na **Figura 6**, são mostradas as relações entre os coeficientes de retroespalhamento (dB) relativos a polígonos de desmatamento identificados com base nas imagens Landsat-8 e polígonos de vegetação natural (controle) de Cerrado para os anos de 2016 e 2017, polarização VH, com e sem filtragem espacial. Percebe-se novamente a queda nos valores de σ° após o evento de

desmatamento, variando de -22 dB a -13 dB (2016) para -29 dB a -13 dB (2017) nessa polarização. Os realces por meio de filtros Lee e Quegan & Yu também não mostraram mudanças perceptíveis nas referidas relações.

Figura 6 - Relação entre coeficientes de retroespalhamento (dB) provenientes de polígonos de desmatamento identificadas em imagens Landsat-8 e áreas naturais (controle) em 2016 e em 2017 na polarização VH, sem filtragem espacial (a), com filtro Refined Lee (b) e com filtro Quegan & Yu (c).

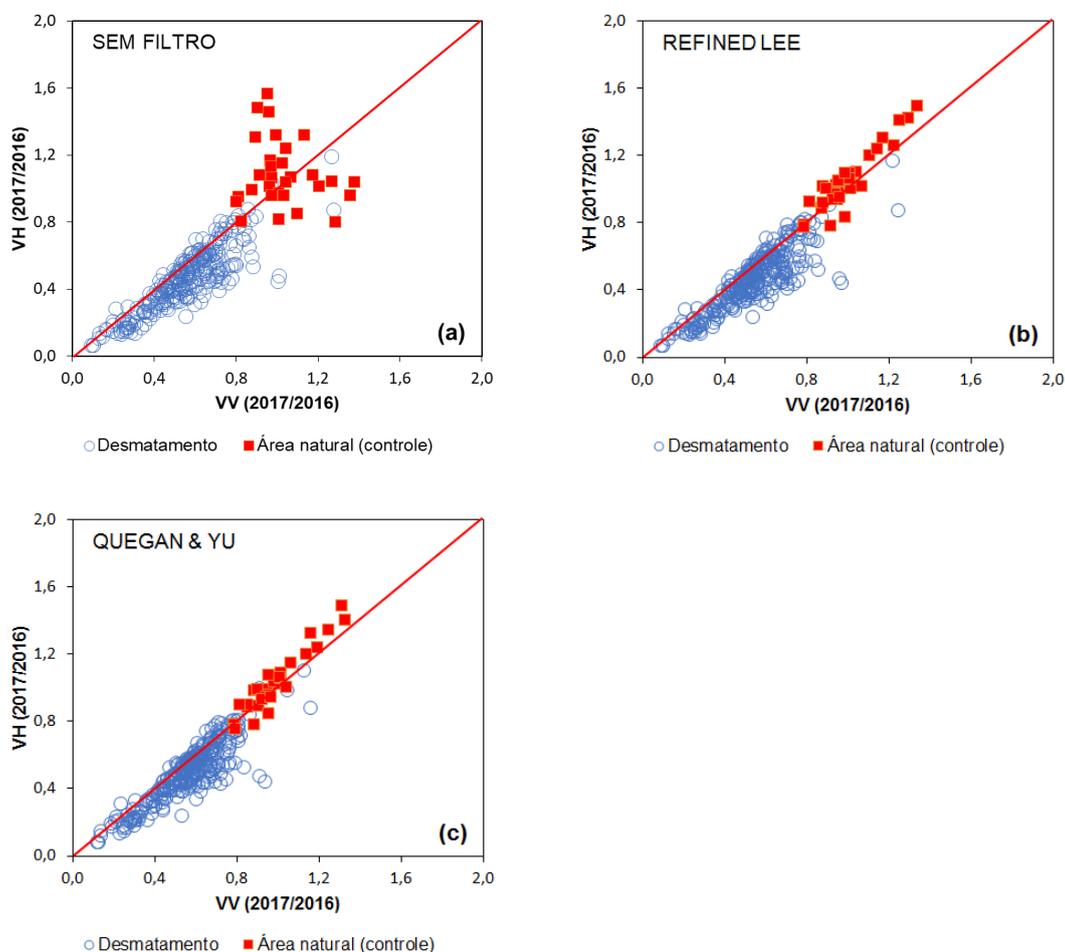


Fonte: Autores, 2018.

Na **Figura 7**, são mostradas as relações entre a divisão 2017/2016 obtida para a polarização VV e VH, relativos a polígonos de desmatamento identificados nas imagens Landsat-8 e a polígonos de vegetação natural

(controle) de Cerrado, com e sem filtragem espacial. Observa-se uma nítida separação entre os polígonos desmatados e os naturais em ambas as polarizações e independentemente da aplicação ou não de filtros espaciais. Portanto, a técnica de divisão 2017/2016 utilizada nesse estudo demonstra uma elevada capacidade para discriminar áreas desmatadas com base nas imagens do Sentinel-1A.

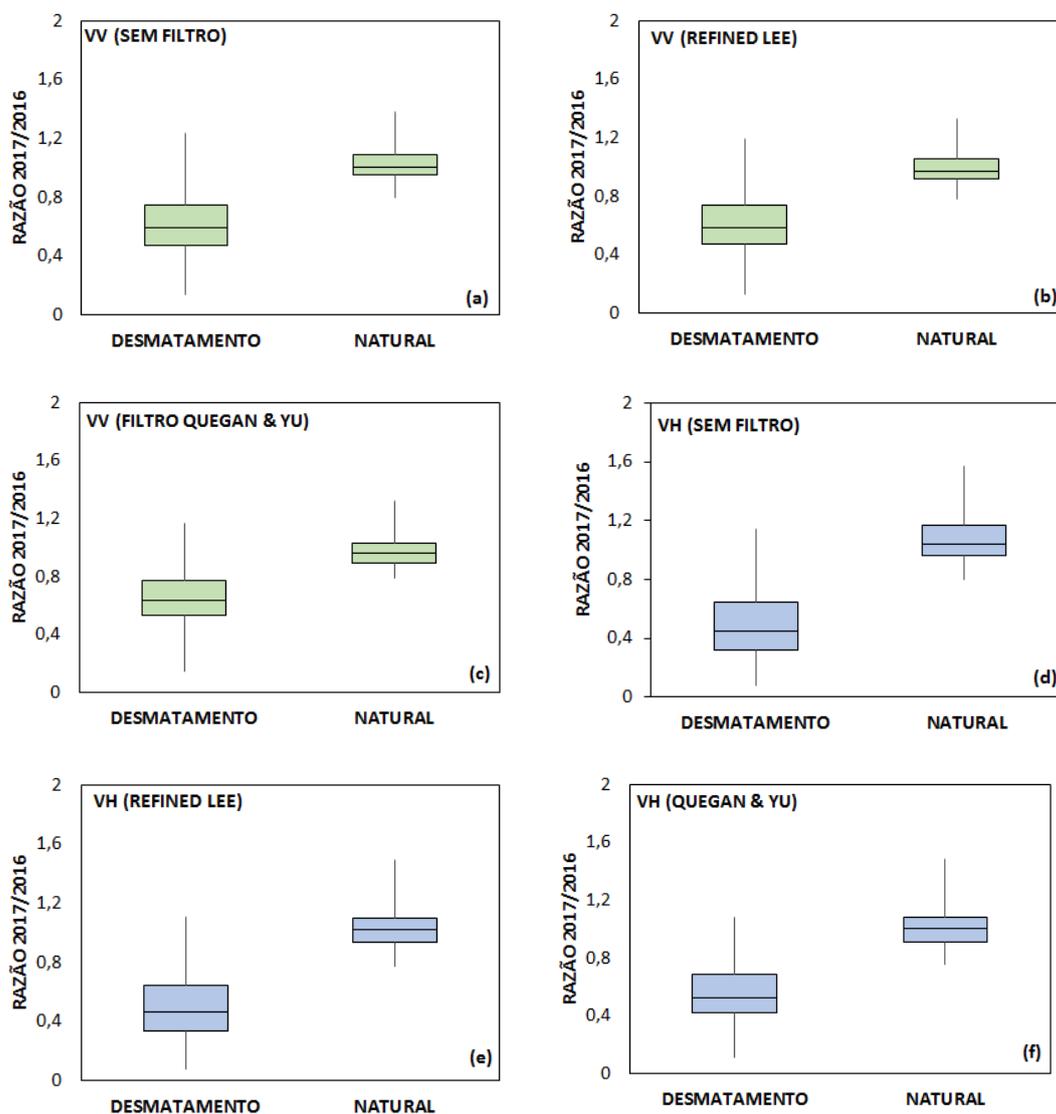
Figura 7 - Relação entre os valores digitais obtidos da divisão 2017/2016 nas polarizações VV e VH para os polígonos de desmatamento identificados nas imagens Landsat-8 e os polígonos de vegetação natural (controle) do Cerrado sem filtragem espacial (a), com filtro Refined Lee (b) e com filtro Quegan & Yu (c).



Fonte: Autores, 2018.

Para visualizar melhor a distribuição geral dos dados da diferença entre o período inicial e final analisado para as duas classes, foram feitos gráficos *boxplot* representando os quartis de cada conjunto de dados (**Figura 8**).

Figura 8 - *Boxplot* das polarizações VV e VH representando a distribuição em quartis dos dados da razão 2017/2016 dos valores digitais dos polígonos de desmatamento e das áreas naturais (controle) de Cerrado, sem filtragem, com filtro Refined Lee e com filtro Quegan & Yu.



Fonte: Autores, 2018.

Observa-se novamente que existe uma nítida separação entre as duas classes. Na polarização VV, existe uma sobreposição de valores máximos de desmatamento com valores mínimos de áreas sem mudança entre 0,8 e 0,9, no entanto, ao considerar a média de 0,6 para esse conjunto de dados, é possível considerar um limiar de corte abaixo de 0,8.

Na polarização VH, observa-se que os valores da razão 2017/2016 são um pouco menores, porém, como na polarização VV, existe uma separação nítida entre as classes de desmatamento e as classes de áreas naturais. A maior parte dos dados para a classe de desmatamento, do 3º quartil para baixo, apresentam valores abaixo de 0,8 e, para a classe de áreas naturais, os dados acima do 1º quartil estão acima de 0,9. Entre 0,8 e 0,9, também existe uma sobreposição de valores máximos de desmatamento com valores mínimos de áreas sem mudança. No entanto, ao considerar a média de 0,5 para esse conjunto de dados, é possível considerar um limiar de corte abaixo de 0,8 nessa polarização.

Para cada polarização, foram então selecionados três limiares de corte para detecção de desmatamento na área de estudo: 0,6; 0,7; e 0,8 para a polarização VV; e 0,6; 0,7; e 0,76 para a polarização VH. Os limiares de corte máximo propostos possuem valores acima das médias apresentadas de modo a reduzir as possíveis omissões na detecção. Após a aplicação dos limiares de corte, os polígonos da detecção automática do Sentinel-1A foram analisados em comparação com os polígonos de desmatamentos vetorizados anteriormente com base nas imagens do Landsat-8.

Durante a validação, observou-se que áreas onde houve ocorrência de queimadas também foram detectadas. Por isso, optou-se por analisar se houve separação dos valores de diferença entre a classe de desmatamento e de queimadas, no entanto, não houve separação entre as duas classes, independentemente da polarização ou aplicação de filtros. Dessa maneira, os polígonos de queimada não foram considerados na análise de acurácia.

Os dados de desmatamento gerados no GEE utilizando a polarização VV apresentaram resultados distintos para os três limiares (**Tabela 1**). Quanto menor o limiar de corte, maior foi a acurácia e o erro de omissão. Contudo, o melhor resultado foi obtido para o limiar de 0,60 e para o filtro Refined Lee, que não teve um aumento considerável no erro de omissão do limiar 0,70 para o limiar 0,60. Os resultados dos valores de acurácia para a polarização VV foram de modo geral, menores que na polarização VH (**Tabela 2**). Somente para os limiares 0,70 e 0,60 do filtro Quegan & Yu, os valores de acurácia foram maiores, por outro lado, houve também um aumento na taxa de omissão. Na polarização VH, quanto menor o limiar de corte, maior foi a acurácia, porém, maior também foi o erro de omissão (mesmo padrão observado para a polarização VV). O melhor resultado também foi obtido para o limiar de 0,60 e filtro Refined Lee, que não teve um aumento considerável no erro de omissão do limiar 0,70 para o limiar 0,60.

Tabela 1. Acurácia global e erro de omissão calculados para os dados de detecção automática do Sentinel-1A validados com base nos dados de desmatamento obtidos por meio de imagens Landsat-8 para a polarização VV, com e sem filtragem espacial.

Tratamento	Acurácia/Erro (%)	Limiares de corte aplicados		
		0,80	0,70	0,60
Sem filtragem	Acurácia global	91,80	91,80	91,80
	Erro de omissão	52,88	52,88	52,88
Filtro Refined Lee	Acurácia global	77,53	87,96	92,77
	Erro de omissão	53,22	53,22	54,24
Filtro Quegan & Yu	Acurácia global	15,22	66,67	86,43
	Erro de omissão	21,69	35,93	54,24

Fonte: Autores, 2018.

Tabela 2. Acurácia global e erro de omissão calculados para os dados de detecção automática do Sentinel-1A validados com base nos dados de desmatamento obtidos por meio de imagens Landsat-8 para a polarização VH, com e sem filtragem espacial.

Tratamento	Acurácia/Erro (%)	Limiares de corte aplicados		
		0,76	0,70	0,60
Sem filtragem	Acurácia global	93,08	93,08	93,08
	Erro de omissão	38,64	38,64	38,64
Filtro Refined Lee	Acurácia global	91,26	91,26	95,02
	Erro de omissão	38,21	38,31	38,64
Filtro Quegan & Yu	Acurácia global	38,31	56,14	86,21
	Erro de omissão	18,98	22,71	37,97

Fonte: Autores, 2018.

Segundo Almeida Filho et al. (2007, 2010) e Aboud Neta et al. (2013), erros de omissão podem ocorrer devido a restos de vegetação deixados no solo, nos casos de desmatamentos recentes, pois esses materiais tendem a aumentar o retroespalhamento nas imagens de radar. No entanto, ao analisar os casos de omissão por período de ocorrência nas imagens Landsat-8, observou-se que esses polígonos não possuem um padrão relacionado à data de desmate. Provavelmente esse fato, que é típico do desmatamento na Amazônia, não pode ser aplicado indiscriminadamente para o desmatamento do Cerrado, uma vez que o tempo do processo de desmate, queima e limpeza de terreno no Cerrado depende dos recursos financeiros do proprietário do terreno.

Considerações Finais

De posse dos resultados obtidos, pode-se concluir que é possível utilizar imagens de radar do satélite Sentinel-1A para detecção de mudanças na cobertura vegetal natural do Cerrado. Em outras palavras, as imagens desse satélite podem ser utilizadas para subsidiar as atividades de fiscalização e controle de desmatamentos ilegais no referido bioma. Além disso, os

resultados obtidos por esse estudo permitiram a obtenção das seguintes conclusões:

- 1) As imagens processadas com o filtro Refined Lee apresentaram bom desempenho na detecção de mudanças na cobertura vegetal, superior às imagens sem filtragem ou processadas com o filtro Quegan & Yu;
- 2) A polarização VH, em relação à polarização VV, mostrou resultados superiores na detecção de desmatamentos;
- 3) A plataforma *Google Earth Engine* mostrou ser eficaz na aquisição, pré-processamento e processamento de dados de radar;
- 4) A principal dificuldade encontrada neste estudo foi a utilização de uma plataforma relativamente nova de processamento de imagens que necessita de conhecimentos prévios de linguagem de programação para a execução de *scripts* e algoritmos;
- 5) Existe uma carência de estudos envolvendo o uso de imagens de radar para monitoramento do Cerrado, dificultando a comparação dos resultados desse estudo com outros dados da literatura;
- 6) Recomenda-se a continuidade desse estudo, investigando, por exemplo, o potencial do uso integrado de imagens ópticas e de radar dos satélites Sentinel-1 e Sentinel-2, ambos disponibilizados gratuitamente na internet, para melhorar a acurácia na identificação de áreas de mudanças na vegetação do Cerrado.

Referências

- ABOUD NETA, S. R.; FREITAS, C. C.; DUTRA, L. V. Uso de imagens ALOS/PALSAR multipolarizadas para detecção de incremento de desflorestamento na Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 62, n. 2, p. 417-431, 2013.
- ALMEIDA FILHO, R.; ROSENQVIST, A.; SHIMABUKURO, Y. E.; SILVA-GOMEZ, R. Detecting deforestation with multitemporal L-band SAR imagery: a case study in western Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 6, p. 1383-1390, 2007. <https://doi.org/10.1080/01431160600754591>
- ALMEIDA FILHO, R.; SHIMABUKURO, Y. E. Detecting areas disturbed by gold mining activities through JERS-1 SAR images, Roraima State, Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, n. 17, p. 3357-3362, 2010. <https://doi.org/10.1080/014311600750019967>

- BEJIMA, S. V.; COMBER, A.; LAMB, A. Random forest classification of salt marsh vegetation habitats using quad-polarimetric airborne SAR, elevation and optical RS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 149, p. 118-129, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.010>
- BOUVET, A.; LE TOAN, T.; LAM-DAO, N. Monitoring of the rice cropping system in the Mekong delta using ENVISAT/ASAR dual polarization data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v., 47, n. 2, p. 517-526, 2009. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2008.2007963>
- BRANNSTROM, C.; JEPSON, W.; FILIPPI, A. M.; REDO, D.; XU, Z.; GANESH, S. Land change in the Brazilian savanna (Cerrado), 1986-2002: comparative analysis and implications for land-use policy. **Land Use Policy**, v. 25, n. 4, p. 579-595, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.008>
- CARNEIRO FILHO, A.; COSTA, K. **A expansão da soja no Cerrado**. Caminhos para a ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. São Paulo: Agroícone, 28 p., 2016.
- DONG, Y.; MILNE, A. K.; FORSTER, B. C. Toward edge sharpening: a SAR speckle filtering algorithm. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n. 4, p. 851-863, 2001. <https://doi.org/10.1109/36.917910>
- ENGDAHL, M. E.; HYYPPÄ, J. M. Land-cover classification using multitemporal ERS-1/2 InSAR data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 41, n. 7, p. 1620-1628, 2003. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.813271>
- ESA. European Space Agency. **Sentinel-1: User Handbook**, ESA Standard Document, 2013.
- FERREIRA, N. M.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; ROCHA, G. F.; NEMAYER, M. Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS - MOD13Q1. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., Florianópolis, SC. **Anais**. São José dos Campos: INPE, p. 3877-3883, 2007.
- FLORES, P. M.; GUIMARÃES, R. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T. Análise multitemporal da expansão agrícola no município de Barreiras – Bahia (1988-2008). **Campo-Território**, v. 7, n. 14, p. 1-19, 2012.
- GEE. Google Earth Engine. **Sentinel-1 algorithms**. 2018. Disponível em: <<https://developers.google.com/earth-engine/sentinel1>>. Acesso em: 17 de agosto de 2018.
- LARSON, R.; FABER, B. **Elementary Statistics. Picturing the World**. (tradução de Luciane Vianna), 5ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 1999, 45 p.
- LEE, J. S.; GRUNES, M. R.; SCHULER, D. L.; POTTIER, E.; FERRO-FAMIL, L. Scattering-model-based speckle filtering of polarimetric SAR data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 44, n. 1, p. 176-187, 2006. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2005.859338>
- MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. 1ª ed. Brasília: CNPq, 2012.
- MENKE, A. B.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, E. S.; OLIVEIRA, S. N. Análise das mudanças do uso agrícola da terra a partir de dados de sensoriamento remoto multitemporal no município de Luís Eduardo Magalhães (BA – Brasil). **Sociedade & Natureza**, v. 21, n. 3, p. 315-326, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1982-45132009000300007>
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: Projeto Terra Class Cerrado 2013**. Brasília: MMA, 67 p., 2015.
- MMA. Ministério do Meio ambiente. **O bioma Cerrado**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 21 de janeiro de 2018.
- MONDARDO M. L. A “territorialização” do agronegócio globalizado em Barreiras – BA: migração sulista, reestruturação produtiva e contradições sócio-territoriais. **Revista Nera**, v. 13, n. 17, p.112-130, 2010.

- QUEGAN, S.; YU, J. J. Filtering of multichannel SAR images. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n. 11, p. 2317-2379, 2011. <https://doi.org/10.1109/36.964973>
- RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. **Food Policy**, v. 38, p. 146-155, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.11.002>
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**, Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 151-199, 2008.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring & Assessment**, v. 166, n. 1-4, p. 113-124, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>
- SANTOS, M. A.; BARBIERI, A. F.; CARVALHO, J. A. M.; MACHADO, C. J. **O Cerrado Brasileiro**. Notas para Estudo. Belo Horizonte: UFMG/CEDEPLAR, n. 387, 15 p., 2010.
- SILVA, J. M. C.; BATES, H. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225-234, 2002. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:BPACIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2)
- TORRES, R.; SNOEIJ, P.; GEUDTNER, D.; BIBBY, D.; DAVIDSON, M. et al. GMES Sentinel-1 mission. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 9-24, 2012.
- VASILE, G.; OVARLEZ, J. P.; PASCAL, F.; TISON, C. Coherency matrix estimation of heterogeneous clutter in high-resolution polarimetric SAR images. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 48, n. 4, p. 1809-1826, 2010. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2009.2035496>