

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE

MARCELO AUGUSTO BARROS DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE MÉTODOS PARA MAPEAMENTO DE FLORESTAS
RIBEIRINHAS EM ÁREAS ALTERADAS NA AMAZÔNIA SUL-
OCIDENTAL**

**RIO BRANCO
ACRE – BRASIL
MAIO – 2020**

MARCELO AUGUSTO BARROS DE OLIVEIRA

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS NO MAPEAMENTO DAS FLORESTAS
RIBEIRINHAS EM ÁREAS ALTERADAS NA AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Acre, como parte das exigências do programa de Pós - Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

RIO BRANCO
ACRE – BRASIL
MAIO – 2020

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da UFAC

O482a Oliveira, Marcelo Augusto Barros de, 1993 -

Avaliação de métodos no mapeamento das florestas ribeirinhas em áreas alteradas na Amazônia Sul-Occidental / Marcelo Augusto Barros de Oliveira; Orientador: Dr. Irving Foster Brown. -2020.

65 f.: il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós – Graduação em Ciência Florestal, Mestre em Ciência Florestal, Rio Branco, 2020.

Inclui referências bibliográficas.

1. Zona ribeirinha. 2. Sensoriamento remoto. 3. PRODES. I. Brown, Irving Foster. (Orientador). II. Título.

CDD: 634

Bibliotecária: Nádia Batista Vieira CRB-11º/882



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação/
Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal-Ciflor

ATA DE SESSÃO DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA
FLORESTAL, DO MESTRANDO: **MARCELO AUGUSTO
BARROS DE OLIVEIRA**, REALIZADA NO DIA 25 DE
MAIO 2020.

Às nove horas do dia vinte e cinco de maio de 2020, realizou-se, de forma remota, por meio do Google Meet, a Defesa de Dissertação, intitulada: “**AVALIAÇÃO DE MÉTODOS NO MAPEAMENTO DE VEGETAÇÃO RIBEIRINHA EM ÁREAS ALTERADAS NO MUNICÍPIO DE RIO BRANCO, ACRE**”, de autoria do mestrando **Marcelo Augusto Barros de Oliveira**, discente do Programa de Pós- Graduação em Ciência Florestal, em nível de Mestrado (UFAC). Na ocasião, a Comissão Examinadora esteve constituída pelos membros: **Dr. Irving Foster Brown/Orientador/ Presidente/ NWHRC/ CCBN/ UFAC; Dr^a. Karla da Silva Rocha/ Membro Externo/ CFCH/ UFAC e Dr^a. Sonaira Souza da Silva/ UFAC/ Membro Externo/ Campus Floresta**. Logo após a exposição oral, houve arguição pelos examinadores e, ao final da arguição, reaberta a sessão pública, o discente foi considerado **APROVADO** pela Comissão Examinadora. E ao final, foi lavrada a presente ata, que será assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Dr. Irving Foster Brown
(Orientador/ Presidente/ NWHRC/ CCBN/ UFAC)

Dr^a. Karla da Silva Rocha
(Membro Externo/ CFCH/ UFAC)

Dr^a. Sonaira Souza da Silva
(Membro Externo/ UFAC/ Campus Floresta)

À minha mãe: Etna Maria da Costa Barros
e minha irmã: Érica Karolina Barros de
Oliveira; e ao meu orientador e grande
incentivador, Irving Foster Brown.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Acre (UFAC) e ao Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal (Ciflor) pelas oportunidades oferecidas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao meu orientador Professor Dr. Irving Foster Brown por nunca ter desistido de guiar-me e por todos os ensinamentos, além da paciência e dedicação, indicando os caminhos necessários para a realização deste trabalho.

Aos demais professores e colaboradores do Ciflor, que tanto contribuem para a formação de mestres e para o desenvolvimento de tecnologias e novos conhecimentos. Em especial ao professor Dr. Nei Braga e as professoras Dra. Symone e Dra. Sabina que contribuíram imensamente no aprendizado técnico com suas disciplinas.

Ao CAR – AC, na pessoa de Cláudio Cavalcante, que sempre buscou me atender da melhor forma possível, além de passar informações tangenciais para este trabalho

A todos meus colegas e pesquisadores do grupo SETEM, em especial Msc Alex Oliveira, MSc Edulin Jean e Msc Elaine Lopes, que sempre contribuíram com suas experiências e ensinamentos. Também à Gabriela Barbary que me ajudou em questões técnicas da dissertação.

À minha família pelo o apoio, incentivo e auxílio necessários em todos os momentos.

A todos meus colegas de turma (Alexandra, Aline, Égon, Melbin, Gabriel e Talita) pelo apoio nas dificuldades das aulas e por todos os calorosos momentos que tivemos. E em especial à Marcio Chaves e Uilian Costa, pela amizade, e por todo apoio que me proporcionaram.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP	Área de Preservação Permanente
GFC	Global Forest Change
Ha	Hectare
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
m	Metros
MAXVER	Máxima Verossimilhança
MDE	Modelo digital de elevação
MINDIS	Distância Mínima
MSI	Multispectral Instrument
PRODES	Programa de monitoramento do Desmatamento da Amazônia
RAPPs	Zona Ribeirinha
SAM	Mapeamento pelo Ângulo Espectral
SCP	Semi Classification Plugin
SEMA	Secretária estadual de Meio Ambiente
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SISCAR	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I – O uso de banco de dados livres no mapeamento de floresta ribeirinha em áreas alteradas na Amazônia Sul-ocidental.....	7
Figura 1. Localização da Microbacia estudada.	12
Figura 2. Delimitação de microbacias e curso d'água com o programa r.watershed (GRASS 7.0).	14
Figura 3. Exemplo da correção da rede de drenagem com imagens Esri (imagens com pixels com 3 - 5m ² de resolução) 2018.....	15
Figura 4. Mapeamento da Floresta ribeirinha através dos dados PRODES.....	19
Figura 5. Mapeamento da floresta na zona Ribeirinha do Igarapé São Francisco (Buffer 50 metros).	19
Figura 6. Mapeamento floresta na Zona Ribeirinha para a área teste do buffer de 30 metros.	20
 CAPÍTULO II – Avaliação de classificadores em imagens Sentinel-2 no mapeamento da vegetação ribeirinha na Amazônia Sul-ocidental ..	27
Figura 1. Localização da microbacia do Igarapé São Francisco, município de Rio Branco, Acre, Brasil.	32
Figura 2. Fluxograma da metodologia realizada no artigo.	33
Figura 3. Definição operacional checada em campo para a classe floresta.	34
Figura 4. Definição operacional checada em campo para a classe arbustiva.....	35
Figura 5. Classificações supervisionadas na microbacia do ígarape São Francisco...	41
Figura 6. Classificações supervisionadas na microbacia.	42
Figura 7. Índice Kappa.....	43

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I – O uso de banco de dados livres no mapeamento de floresta ribeirinha em áreas alteradas na Amazônia Sul-ocidental.....	7
Tabela 1. Área de floresta estimada em diferentes faixas de zona ribeirinha utilizando dados Prodes e GFC.	18
Tabela 2. Análise de acurácia da estimativa de floresta na faixa da zona ribeirinha utilizando GFC e PRODES.....	21
 CAPÍTULO II – Avaliação de classificadores em imagens Sentinel-2 no mapeamento da vegetação ribeirinha na Amazônia Sul-ocidental ..	27
Tabela 1. Apresentação dos valores classificados para cada classe na zona ribeirinha.	40
Tabela 2. Distribuição da porcentagem das classes classificadas em relação a área total (2440 ha) da zona ribeirinha.	44
Tabela 3. Comparação da porcentagem dos valores de floresta + arbustiva, pelos métodos em comparação com a imagem de alta resolução – referência. ...	44

RESUMO

OLIVEIRA, Marcelo Augusto Barros. Universidade Federal do Acre, maio de 2020. **Avaliação De Métodos No Mapeamento Das Florestas Ribeirinhas Em Áreas Alteradas Na Amazônia Sul-Occidental.** Orientador: Dr. Irving Foster Brown. Dentro de ecossistemas alterados na região amazônica, as florestas ribeirinhas que são áreas florestadas localizadas no entorno dos corpos hídricos, têm uma importante função na proteção dos corpos d'água. Testamos bancos de dados acessíveis para identificar/estimar a extensão da floresta ribeirinha presente na microbacia do Igarapé São Francisco (46.200 ha), localizada no município de Rio Branco – Acre para o ano de 2018. A análise foi dividida em dois capítulos: Capítulo I – O uso de banco de dados livres no mapeamento de florestas ribeirinhas em áreas alteradas na Amazônia Sul-Occidental. Capítulo II – Avaliação de classificadores em imagens Sentinel-2 no mapeamento das florestas ribeirinhas na Amazônia Sul-Occidental. No Capítulo I comparamos bancos de dados do PRODES e GFC para estimar a floresta presente na zona ribeirinha. Utilizamos as imagens de alta resolução (Planet) disponibilizada pelo banco de dados da Esri para referência e comparação com os resultados. Usamos um buffer de 30 metros (349 ha) dentro de uma parte da microbacia, com 83% desta área indicada como floresta pela imagem referência, PRODES mapeou 34% da floresta dentro do buffer, enquanto GFC 83%. Para o buffer de 50 metros ao lado do tributário principal (700 ha) foi identificado 91% desta área como floresta pela imagem referência, pelos dados PRODES 62% e GFC 92%. No Capítulo II, avaliamos classificações supervisionadas nas imagens Sentinel-2, para entender como está o estado atual da zona ribeirinha, com área de 2.440 ha. Utilizamos 5 classes na classificação, floresta, arbustiva, pasto, água e área urbana, as três últimas foram atribuídas para a classe “não floresta”. Na classificação SAM, observamos que 23% foi classificada como não floresta, 21% como arbustiva e 55% como floresta. Com o classificador MINDIS 21% como não floresta, 23% arbustiva e 54% como floresta. Na MAXVER tivemos 22% não floresta, 23% arbustiva e 55% como floresta. A classificação SAM obteve o melhor desempenho. Para trabalhos com acurácia semelhante à imagens de alta resolução em zona ribeirinha, recomendamos as imagens Sentinel-2, para trabalhos preliminares rápidos, recomenda-se GFC, PRODES não é recomendado para trabalhos de monitoramento em zona ribeirinha porque subestima significativamente a cobertura florestal.

Palavras-chave: Zona Ribeirinha, Sensoriamento Remoto, PRODES, Sentinel-2.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Marcelo Augusto Barros. Universidade Federal do Acre, maio de 2020. **Avaliação De Métodos No Mapeamento Das Florestas Ribeirinhas Em Áreas Alteradas Na Amazônia Sul-Occidental**. Advisor: Dr. Irving Foster Brown. Within altered ecosystems in the Amazon region, riverside forests, which are forested areas located around water bodies, play an important role in protecting water bodies. We tested databases obtained to identify / estimate the extent of the riverside forest present in a watershed (46,200 ha), located in the municipality of Rio Branco - Acre for the year 2018. The analysis was divided into two chapters: Chapter I - The use of free databases in the mapping of riverside forests in altered areas in the South-Western Amazon. Chapter II - Evaluation of Sentinel-2 image classifiers in the mapping of riverside forests in the South-Western Amazon. In Chapter I we compared PRODES and GFC databases to estimate the forest present on the riverside. We use the high resolution images (Planet) made available by Esri's database for reference and comparison with the results. We used a 30 meter (349 ha) buffer inside a part of the watershed, with 83% of this area indicated as forest by the reference image, PRODES mapped 34% of the forest inside the buffer, while GFC 83%. For the 50 meter buffer beside the main tributary (700 ha) 91% of this area was identified as forest by the reference image, by PRODES 62% and GFC 92%. In Chapter II, we evaluated supervised classifications in the Sentinel-2 images, to understand the current state of the riverside area, with an area of 2,440 ha. We used 5 classes in the classification, forest, shrub, pasture, water and urban area, the last three were assigned to the "non-forest" class. In the SAM classification, we observed that 23% was classified as non-forest, 21% as shrub and 55% as forest. With the MINDIS classifier 21% as non-forest, 23% shrub and 54% as forest. At MAXVER we had 22% non-forest, 23% shrub and 55% as forest. The SAM classification achieved the best performance. For works with accuracy similar to high resolution images in riverside areas, we recommend Sentinel-2 images, for quick preliminary work, GFC is recommended, PRODES is not recommended for monitoring works in riverside areas because it significantly underestimates forest cover.

Keywords: Riverside forests, Remote Sensing, PRODES, Sentinel-2.

SUMÁRIO

págs.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

RESUMO

ABSTRACT

1	INTRODUÇÃO GERAL	1
2	CAPÍTULO I – O uso de banco de dados livres no mapeamento de floresta ribeirinha em áreas alteradas na Amazônia Sul-ocidental	7
1	INTRODUÇÃO.....	9
2	MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1	Área de estudo	11
2.2	Base de dados	12
2.3	Construção da rede de drenagem.....	13
2.4	Análise dos dados de cobertura florestal em zonas ribeirinhas	16
2.5	Análise da acurácia dos dados.....	17
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	18
4	CONCLUSÃO	22
3	CAPÍTULO II – Avaliação de classificadores em imagens sentinel-2 no mapeamento da vegetação ribeirinha na Amazônia Sul-ocidental ..	27
1	INTRODUÇÃO.....	29
2	MATERIAL E MÉTODOS	31
2.1	Área de estudo	31
2.2	Base de dados	32
2.3	Delimitação dos cursos d'água e operacionalização das classes	34
2.4	Estimativa da cobertura do solo	35
2.5	Validação das estimativas	38
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4	CONCLUSÃO	47
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	52

1 INTRODUÇÃO GERAL

As florestas apoiam vários serviços ecossistêmicos, como na proteção dos corpos hídricos, manutenção da qualidade da água, proteção do solo, regulação climática por meio do sequestro e armazenamento de carbono e a conservação da biodiversidade (DAILY et al., 1997; NASI et al., 2002; GRIMALDI et al., 2014). Treze milhões de hectares das florestas do mundo foram perdidas a cada ano na última década, principalmente devido à conversão para pastos e agricultura (FAO, 2010). Entre 2000 e 2010, o Brasil teve uma alta contribuição, com 44% da perda líquida global de florestas, sendo a maior parte atribuída ao desmatamento na Amazônia (FAO, 2010; BARRETO; ARAÚJO, 2012).

Os ecossistemas ribeirinhos na Amazônia brasileira, mesmo sendo protegidos por legislação em reconhecimento ao seu papel na preservação dos recursos hídricos, tendo sido ameaçados principalmente pela expansão agrícola. As atividades antrópicas que mais degradam a floresta tropical Amazônica e os recursos naturais são: a exploração de madeira ilegal, incêndios florestais, abertura de estradas e rodovias para escoamento da produção de grãos pela agricultura em larga escala, grandes empreendimentos de infraestrutura para geração de energia para o país e a plantação de pastagem para pecuária via corte e queima da floresta (NOBREGA et al., 2020).

A área florestal disponível ao longo de corpos d'água é um fator importante que afeta a riqueza e a composição de espécies de uma grande variedade de organismos (VIEIRA; CARVALHO, 2008, TUBELIS et al., 2004). A largura dos corredores ribeirinhos é o fator mais importante que beneficia a biodiversidade, e maximizar essa largura melhora a qualidade do habitat, reduzindo os efeitos das bordas (METZGER, 2010). Outros fatores, incluindo duração, continuidade e grau de conservação dos corredores (LEES; PERES;

2008); e o tipo de matriz circundante, topografia e extensão das áreas de influência ribeirinha (METZGER et al., 1997) também influenciam a qualidade dos corredores ribeirinhos.

Na tentativa de proteger as florestas da derrubada e degradação, o governo brasileiro criou áreas protegidas em terras públicas e privadas (CHAPE et al., 2005; SCHMITT et al., 2009; VERÍSSIMO et al., 2011). Sua importância é frequentemente reconhecida na legislação ambiental, com mais restrições impedindo a mudança do uso da terra em florestas ripárias do que em áreas de floresta não ribeirinha em propriedades privadas como é o caso no Brasil sob a Lei Federal de Código Florestal nº 12.651 de 2012 (SPAROVEK et al., 2010). No Brasil, apenas atividades de baixo impacto (como o ecoturismo) são permitidas em áreas ribeirinhas (ao lado de outras áreas particularmente sensíveis, como nascentes, encostas íngremes e morros, denominadas conjuntamente áreas de preservação permanente e abreviadas para APPs em português). Embora o desmatamento nas APPs seja permitido apenas em circunstâncias excepcionais (por exemplo, para projetos públicos), dependendo da região, entre 20 e 80% da área fora das APPs pode ser desmatada em uma propriedade privada.

Apesar de sua importância, a eficácia da proteção legal oferecida à vegetação ripária nas APPs (doravante denominadas RAPPs) na Amazônia brasileira foi pouco avaliada. Embora os sistemas de informação geográfica (SIG) e os produtos de sensoriamento remoto sejam essenciais para a aplicação efetiva da lei (FIRESTONE & SOUZA 2002; SOTHE et al., 2017), não encontramos estudos que mapeiem os cursos d'água e examinem métodos para discriminar a vegetação na zona ribeirinha.

Dificuldades de avaliar a proteção oferecida pelos “RAPPs” foram exacerbadas por um longo período de confusão e incerteza regulatória em torno da definição do Código Florestal Brasileiro, que durou até a entrada em vigor da lei revisada em outubro de 2012 (GARCIA, 2012). Além dos desafios do mapeamento da cobertura do solo em áreas tão restritas como são as APPs, e que tem em grande maioria, complexidade de coberturas, principalmente em bacias urbanas (NUNES et al., 2015).

Esta dissertação está dividida em dois capítulos. O Capítulo I intitulado “O uso de banco de dados livres no mapeamento de floresta ribeirinha em áreas

alteradas na Amazônia Sul Ocidental” e O Capítulo II apresenta uma avaliação de classificações supervisionadas e técnica de processamento digital em imagens Sentinel -2 para mapear a zona ribeirinha de uma microbacia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARRETO, P.; ARAÚJO, E. O. **Brasil atingirá sua meta de redução do desmatamento?** Imazon, Belém, PA, 52 p, 2012. Disponível em: < <https://imazon.org.br/publicacoes/1884-2/>>. Acesso em: 03 set. 2018.
- CHAPE, S.; HARRISON, J.; SPALDING, M.; LYSENKO, I. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Biological Sciences**, v.360, n. 1454, p. 443-455, 2005. Disponível em: < <https://doi:10.1098/rstb.2004.1592>> Acesso em: 13 dez.2019.
- DAILY, G. C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; M, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D. 1997. **Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems**. Report. Ecological Society of America, Washington, DC, USA: 18 pp.
- FAO, **Global Forest Resources Assessment**, 2010. Report. FAO, 378 pp. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2019.
- FIRESTONE, L. A.; SOUZA, C. JÚNIOR. The role of remote sensing and GIS in enforcement of areas of permanent preservation in the Brazilian Amazon. **Geocarto International**, v. 17, n. 2, p. 53-58, 2002. Disponível em: < <https://doi:10.1080/10106040208542235>> Acesso em: 03 nov. 2019.
- GARCIA, Y. M. O Código Florestal Brasileiro e suas alterações no Congresso Nacional. **GeoAtos**, v. 1, n. 12, p. 54–74, 2012. Disponível em: < <https://doi.org/10.35416/geoatos.v1i12.1754>> Acesso em: 12 set. 2019.
- GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S, HURTADO, M. del P.; MIRANDA, I. de S.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDIN, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMIREZ, B.; RODRIGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; JR, M. L. da S.; COSTA, L. G.

- S.; SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 311–328, 2014. Disponível em: < doi:10.1007/s10980-013-9981-y > Acesso em: 26 jan.2020.
- LEES, A.C.; PERES, C.A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals **Conservation Biology**, v.22, p. 439-449, 2007. Disponível em: <https://doi: 10.1111/j.1523-1739.2007> Acesso em: 26 jan.2020.
- METZGER, J.P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010. Disponível em: <https://doi: 10.4322/natcon.00801017> Acesso em: 26 jan.2020.
- NASI, R.; WUNDER, S.; CAMPOS, J. J. 2002. **Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation?** Report. CIFOR, New York, NY, USA: 38 pp. Disponível em: <http://www.cifor.org/library/1199/forest-ecosystem-services-can-they-pay-our-way-out-of-deforestation/>. Acesso em 16 ser. 2019.
- NOBREGA, R.; ZIEMBOWICZ, T.; NUNES T, GILMAR.; GUZHA, A.; AMORIM, R.; CARDOSO, D.; JOHNSON, M.; SANTOS, T.; COUTO, E.; GEROLD, G. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, 2020. Disponível em: <https:// 10.1016/j.gecco. 2019.e00819 – 2020.> Acesso em: 21 jan.2020.
- NUNES, S.; BARLOW, J.O.S.; GARDNER, T.; SIQUEIRA, J.; SALES, M.; SOUZA, C. A 22-year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v.42, n. 3, p. 193-203, 2015. Disponível em: < https://doi:10.1017/S03768929140003556>. Acesso em: 15 set. 2019.
- SCHMITT, C. B.; BURGESS, N. D.; COAD, L.; BELOKUROV, A.; BESANÇON, C.; BOISROBERT, L.; CAMPBELL, A.; FISH, L.; GLIDDON, D.; HUMPHRIES, K.; KAPOV, V.; LOUCKS, C.; LYSENKO, I.; MILES, L.; MILLS, C.; MINNEMEYER, S.; PISTORIUS, T.; RAVILIOUS, C.; STEININGER, M.; WINKEL, G. Global analysis of the protection status of the world's forests. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 2122-2130, 2009. Disponível em:< https://doi:10.1016/j.biocon.2009.04.012> Acesso em: 13 dez.2019.
- SOTHE, C.; LIESENBERG, V.; ALMEIDA, C. M. de; SCHIMALSKI, M. B. Abordagens para classificação do estágio sucessional da vegetação do parque nacional de são Joaquim empregando imagens Landsat-8 e Rapideye. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 23, n. 3, p. 389-404, 2017. <Disponível em: https://doi.org/10.1590/s1982-21702017000300026> Acesso em: 03 nov. 2019.

- SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; KLUG, I. L. F.; BARRETTO, A. G. O. P. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 16, p. 6046-6053, 2010. <Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es1007824>> Acesso em: 29 jun. 2019.
- TUBELIS, D.P.; COWLING A.; DONNELLY, C. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil **Biological Conservation**, v.118, p. 353-364, 2004. Disponível em: <<https://doi:10.1111/j.1523-1739.2004>> Acesso em: 21 jan.2020.
- VERÍSSIMO, A.; ALICIA, R.; MAIOR, A. P.; MONTEIRO, A.; BRITO, B; SOUZA C.; AUGUSTO, C.; CARDOSO, D; CONRADO, D.; ARAÚJO, E.; FANY, R.; RIBEIRO, J.; LIMA, L.; RIBEIRO, M.; VEDOVETO, M.; MESQUITA, M.; BARRETO, P.; SALOMÃO, R.; FUTADA, S. **Protected areas in the Brazilian Amazon: challenges and opportunities**. Imazon & Socioenvironmental Institute, Belém, PA, Brazil, 2011, 92 p. Disponível em:< <http://www.imazon.org.br/publications/books/areas-protegidas-na-amazonia-brasileira-avancos>> Acesso em: 13 dez. 2019.
- VIEIRA, F.A.; CARVALHO, D. Genetic structure of an insect pollinated and bird-dispersed tropical tree in vegetation fragments and corridors: implications for conservation **Biodiversity Conservation**, v. 17, n. 10, p. 2305-2321, 2008. Disponível em: <<https://doi:10.1111/j.1523-1739.2008>> Acesso em: 21 out.2019.

2 CAPÍTULO I – O uso de banco de dados livres no mapeamento de floresta ribeirinha em áreas alteradas na Amazônia Sul-ocidental

Marcelo Augusto Barros de Oliveira¹

Irving Foster Brown²

RESUMO

A floresta ribeirinha é uma área de grande importância para a conservação dos recursos hídricos e do solo, entretanto é uma área onde vem ocorrendo bastante alteração. Apesar de receber uma atribuição legal denominada “área de preservação permanente”, existem muitos desafios no que diz respeito a estudos sobre a identificação dessas áreas. Nesse sentido, utilizamos dados públicos para verificarmos até que ponto estes conseguem identificar floresta nessas áreas. A pesquisa se deu na microbacia do Igarapé São Francisco com área de 46.230 ha, localizada no município de Rio Branco – Acre. Para maior acurácia na identificação da floresta ribeirinha, corrigimos a rede drenagem obtida através do MDE Alos-Palsar, utilizando imagens de alta resolução. Para quantificação da área de floresta na zona ribeirinha, usamos dois bancos de dados livres baseados em imagens do satélite Landsat, com dados respectivos do ano de 2018, sendo eles: 1) PRODES, e 2) GFC. Testamos um buffer isolado de 30 metros numa faixa com 3 córregos, e um de 50 metros em todo o Igarapé São Francisco, para verificar até que ponto esses dados conseguiriam identificar floresta. Para fins de acurácia, utilizamos imagens de alta resolução dos satélites da Esri para estimar a incerteza desses bancos de dados. No buffer de 30 metros PRODES mapeou 34% da floresta presente, um terço, enquanto GFC obteve 83%. No que tange o buffer de 50 metros, GFC mapeou 92% da floresta presente, enquanto PRODES obteve 66%. Quando comparamos com toda a zona ribeirinha da microbacia, GFC mapeou 75% da floresta presente, enquanto PRODES 40%. Os dados da GFC, apresentam-se como uma alternativa preliminar para trabalhos rápidos de monitoramento em floresta ribeirinha, com uma subestimativa de cerca de 25 %. Os dados do PRODES não são recomendados para esse tipo de estudo porque subestima significativamente a área de florestas.

Palavras-chave: Zona Ribeirinha, Sensoriamento Remoto, PRODES, MDE, global forest change.

¹ Universidade Federal do Acre - UFAC
Rio Branco - AC, Brasil
marceloaugustoac77@gmail.com

² Woodwell Climate Research Center - WCRC
fbrown@woodwellclimate.org

ABSTRACT

The riverside forest is an area of great importance for the conservation of water resources and soil; however, it is an area where there has been a lot of change. Despite receiving a legal assignment called “permanent preservation area”, there are many challenges with regard to studies on the identification of these areas. In this sense, we use public data to verify the extent to which they can identify forests in these areas. The research took place in the stream São Francisco micro basin with an area of 46,230 ha, located in the municipality of Rio Branco - Acre. For greater accuracy in the identification of the riverside forest, we have corrected the drainage network obtained through the MDE Alos-Palsar, using high resolution images. To quantify the forest area in the riverside area, we used two free databases based on images from the Landsat satellite, with respective data from the year 2018, namely: 1) PRODES, and 2) GFC. We tested an isolated buffer of 30 meters in a strip with 3 streams, and one of 50 meters in the entire stream São Francisco, to verify to what extent these data could identify the forest. For accuracy purposes, we use high-resolution images from Esri's satellites to estimate the uncertainty of these databases. In the 30-meter PRODES buffer mapped 34% of the present forest, a third, while GFC obtained 83%. Regarding the 50-meter buffer, GFC mapped 92% of the present forest, while PRODES obtained 66%. When compared to the entire watershed of the watershed, GFC mapped 75% of the present forest, while PRODES 40%. The GFC data are presented as a preliminary alternative for rapid monitoring work in riverside forests, with an underestimation of around 25%. PRODES data is not recommended for this type of study because it significantly underestimates the forest area.

Keywords: Riparian Forests, Remote Sensing, PRODES, Global Forest Change.

1 INTRODUÇÃO

As florestas ribeirinhas quando isoladas, também conhecidas popularmente como matas ciliares, destaca-se por sua fundamental importância na proteção no solo (DAHLM et al., 2002) e combate assoreamento dos rios (SCOTT et al., 2000). A perda destas florestas trás impactos sociais para a população ribeirinha, como: perda da qualidade de água, além de dificuldades na produção agrícola para subsistência (ABBE et al., 1996).

Os ecossistemas ribeirinhos são formações florestais situadas às margens dos rios, entorno de lagos, represas e nascentes, representam o ambiente de transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos (MARCONATO, 2010; MARTINS, 2007). A composição e os padrões espaciais desses ambientes podem ser significativamente influenciados pelo uso da terra (FERREIRA et al., 2005). Em áreas com extensa degradação, a falta da vegetação pode aumentar a erosão e o escoamento em pastagens (HOOVER et al., 2005; NOBREGA et al., 2020). Nobrega et al. (2020) apontaram em seu estudo que a conservação da vegetação presente na zona ribeirinha é crucial para amortecer os impactos negativos das práticas agrícolas nos serviços ecossistêmicos na Amazônia, com a manutenção das propriedades do solo devido a redução da quantidade e qualidade do fluxo de água no córrego.

Os ambientes ribeirinhos têm uma função ambiental relevante reconhecida pela legislação brasileira como Áreas de Preservação Permanente – APPs. Pela definição da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) a APP é considerada como área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a estabilidade geológica e a biodiversidade, a paisagem, proteger o solo, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

Apesar de sua importância, a efetividade dos procedimentos legais de proteção destinado à vegetação das APPs (zona ribeirinha) na Amazônia brasileira tem sido pouco avaliado. Apesar dos sistemas de informação geográficas (SIG) e sistemas de sensores remotos oferecerem bons produtos para a aplicação eficaz da lei (FIRESTONE & SOUZA, 2002), temos poucos estudos na Amazônia que testem as limitações de métodos para mapear/discriminar faixas de vegetação ciliar. As dificuldades de avaliar a eficiência de métodos foram agravadas por um longo período de incertezas e confusão a respeito da definição do Código Florestal Brasileiro, que durou até a lei revisada em vigor em outubro de 2012 (GARCIA, 2012).

Existem uma diversidade de dados livres que podem ser utilizados para estimativas de florestas ribeirinhas, destacamos o PRODES (Programa de monitoramento do Desmatamento da Amazônia), utiliza uma classificação de imagens de satélite Landsat para monitorar desmatamento, também disponibiliza polígonos de floresta, possibilitando ser uma fonte deste monitoramento. A *Global Forest Change* (GFC) é outra metodologia importante, desenvolvida por Matt Hansen e colegas da Universidade de Maryland - EUA, onde mapearam perda, ganho da cobertura florestal para o globo em períodos decadais. O nosso trabalho visa testar a aplicabilidade destes métodos para mapear floresta ribeirinha.

Entendendo a importância da vegetação para cumprimento da legislação e para equilíbrio o ecossistêmico, é necessário verificar a acurácia dos métodos mais utilizados para sua estimativa. Neste estudo, verificamos a acurácia de bases de dados de domínio público de desmatamento para determinação da quantidade de vegetação ribeirinha em uma microbacia no Estado do Acre, no sudoeste da Amazônia Brasileira.

A pesquisa envolve a comparação dos resultados de dois bancos de dados livres (PRODES e GFC) para estimativa de floresta para o ano de 2018- na zona ribeirinha (APP hídrica) da Microbacia do Igarapé São Francisco.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As áreas a serem estudadas, localizam-se na microbacia do Igarapé São Francisco, que possui extensão de 462 Km² (46.200 ha). Grande parte da bacia é localizada dentro do perímetro urbano da maior cidade do Estado do Acre (que detem cerca de 60% da população do Acre) e um dos principais afluentes do Rio Acre na cidade de Rio Branco, onde é retirada a água para abastecimento, sendo assim de grande importância na manutenção da qualidade do sistema urbano (ACRE, 2016) (Figura 1). A rede de drenagem da bacia é caracterizada por rios com padrão de drenagem dendrítico, escoando suas águas no sentido sudoeste a nordeste e possui estreitas planícies fluviais de deposição de sedimentos retirados pela morfodinâmica de seu leito (ACRE, 2006). A microbacia de estudo, encontra-se no município de Rio Branco – Acre, onde a tipologia florestal é dominada por Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Aberta, (ACRE, 2010). A escolha da área se deu principalmente por ser uma área 63% desmatada (PRODES, 2020), também por ser uma região alterada, que possui diferentes tamanhos das áreas florestadas ao redor dos corpos hídricos e por ser uma área acessível para realizar trabalhos de campo para verificação da direção correta da drenagem e para ter mais acurácia no mapeamento.

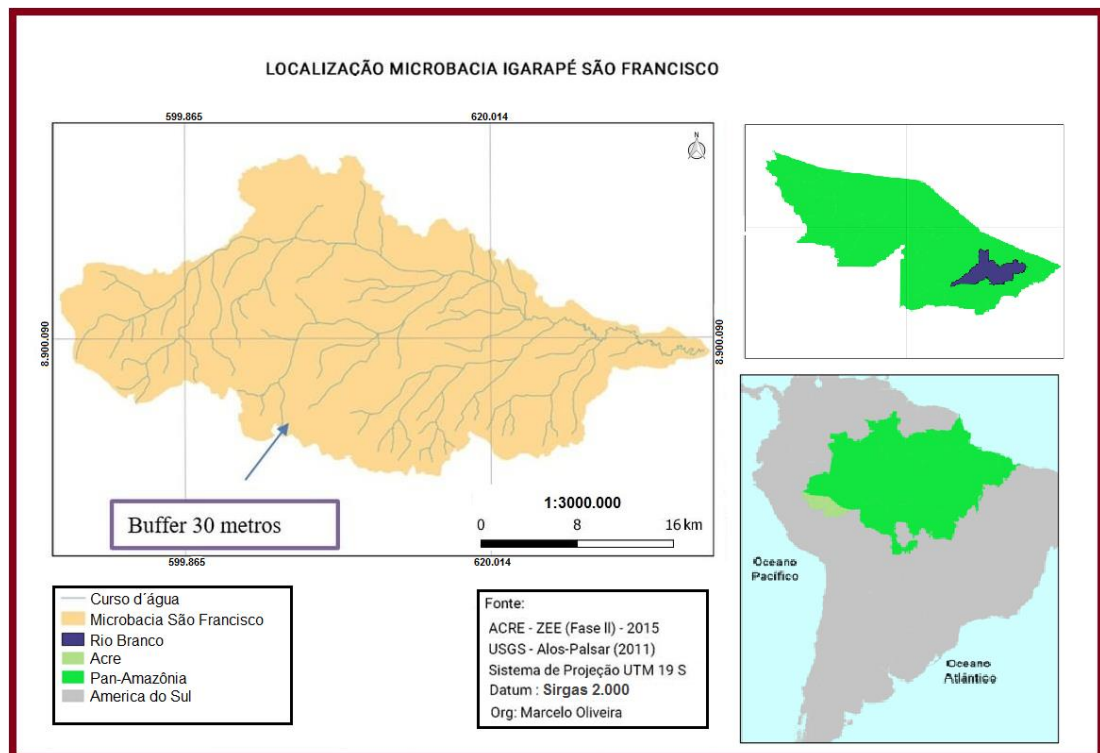


Figura 1. Localização da Microbacia estudada.

2.2 Base de dados

Para obtenção da rede de drenagem e para que fosse atendido o território da área de estudo, utilizamos a cena “AP_27409_FBS_F6990_RT1” da data 15/01/2011 do MDE Alos-Palsar.

Utilizamos os dados do PRODES do ano de 2018, disponíveis na plataforma < <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>>

A outra fonte de dados que utilizamos para estimar a cobertura florestal na zona ribeirinha, são de responsabilidade da Universidade de Maryland, Departamento de Ciências Geográficas e USGS, estando disponíveis gratuitamente para download.

Utilizamos os dados globais de cobertura de árvores (Treecover2010) que são estimativas por pixel por cento do “pico da estação de crescimento” da cobertura de copa de árvores do ano de 2010, e que são a versão mais atual do projeto, sendo derivada dos dados compostos do Landsat 7 ETM + da estação de crescimento anual sem nuvens. Nesse sentido, para obtermos precisamente a quantidade de floresta presente para o ano de 2018, utilizamos as etapas anteriores para as cenas de desflorestamento: “Hansen_GFC-2018-

v1.6_lossyear_10S_070W” e “Hansen_GFC-2018-v1.6_lossyear_00N_070W”, disponíveis em: < http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html >, para assim termos com exatidão a quantidade de cobertura estimada para essa fonte, para o presente ano.

2.3 Construção da rede de drenagem

Testamos 3 diferentes modelos digitais de elevação (MDE's): TOPODATA, SRTM e ALOS – PALSAR e optamos na escolha do ALOS – PALSAR, seguindo consultas na literatura (NICOLETE et al., 2015) e também (LATUF, 2011), além de testes na área de estudo. Com o modelo digital de elevação definido, fizemos o download a partir do servidor de dados USGS.

Após descarregar as cenas no *software*, um passo chave é verificar as projeções da camada para que todos estejam com o mesmo DATUM e no mesmo sistema de coordenadas planas. Após verificar projeções, foi necessário fazer um recorte na cena e em seguida iniciaremos o processamento com a extensão “GRASS GIS 7”, extensões para construção de análises hidrológicas com base em Modelo Digital de Elevação (MDE), podendo ser localizado na caixa de ferramentas de todo o *software* QGIS.

Iniciamos o tratamento do MDE com a ferramenta “r.fill.dir”. Essa ferramenta é responsável por filtrar e gerar uma camada de elevação com a eliminação das depressões espúrias, assim células que se encontrarem cercadas por outras com maiores valores de elevação estarão eliminadas permitindo simulação dos processos hidrológicos na região. A ferramenta também tem a função de gerar uma camada de “direção de fluxo”, que seria a direção preferencial do fluxo na superfície que é definido, pixel a pixel em apenas uma direção dentro de oito possíveis caminhos (pontos cardeais) em relação aos pixels vizinhos.

O programa GRASS possui diversos serviços, ao utilizarmos o resultado do índice topográfico e direção de drenagem, podemos obter um fluxo acumulado de drenagem, que seria basicamente a rede de drenagem no melhor do produto Alos –Palsar.

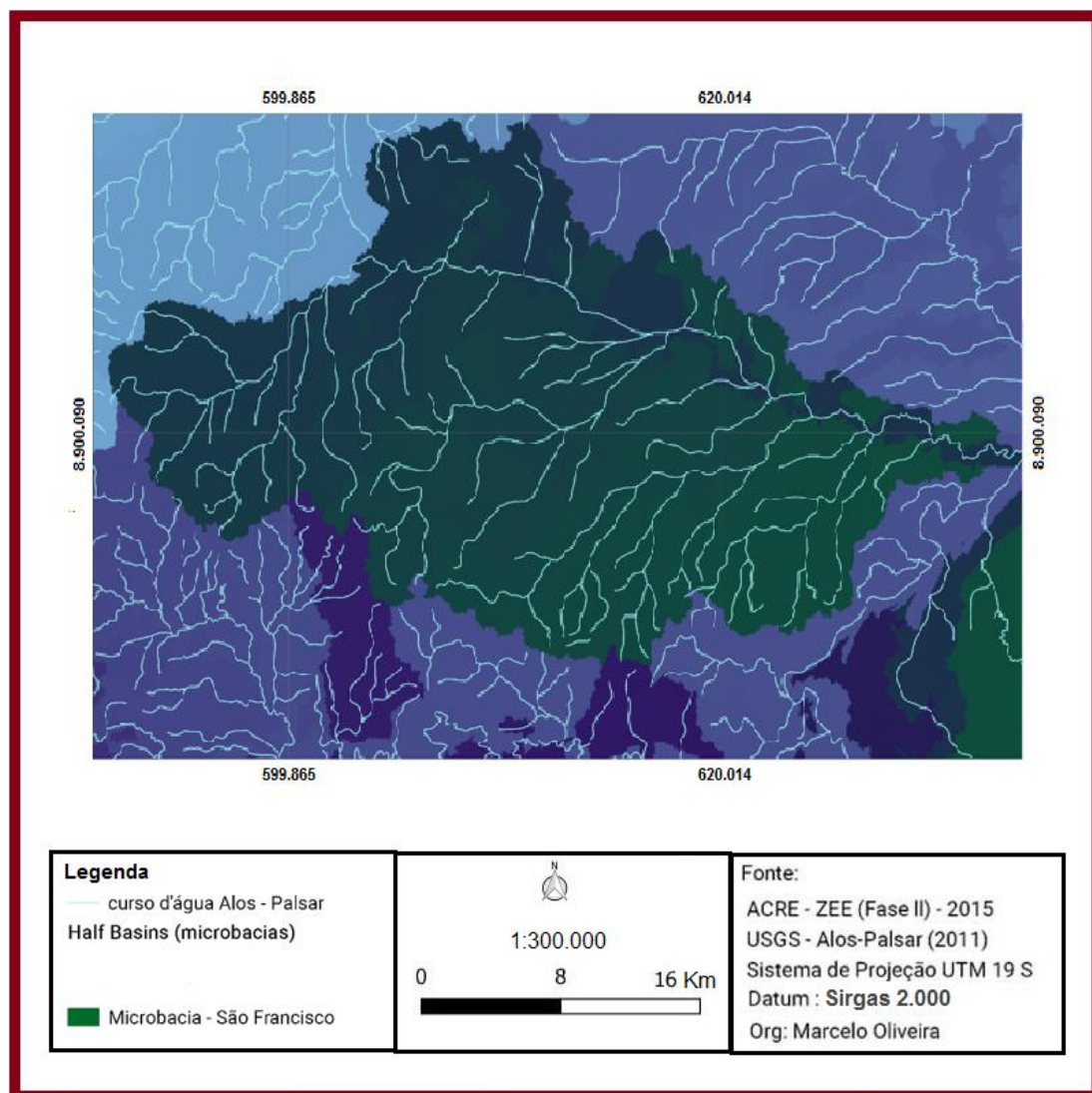


Figura 2. Delimitação de microbacias e curso d'água com o programa r.watershed (GRASS 7.0).

Após gerar a rede de drenagem e a microbacia notamos que ainda existiam algumas inconsistências, e a partir daí utilizamos ferramentas disponíveis no próprio *software* para facilitar o trabalho. O complemento “*Quick Map Services*”, permite-nos acessar uma ampla variedade de imagens de satélites dentro dos *softwares* QGis. Podemos obter imagens de vários satélites livres, e podemos selecionar aquele com melhor resolução para corrigir - através de ferramentas SIG - e desenvolver uma rede de drenagem mais consistente.

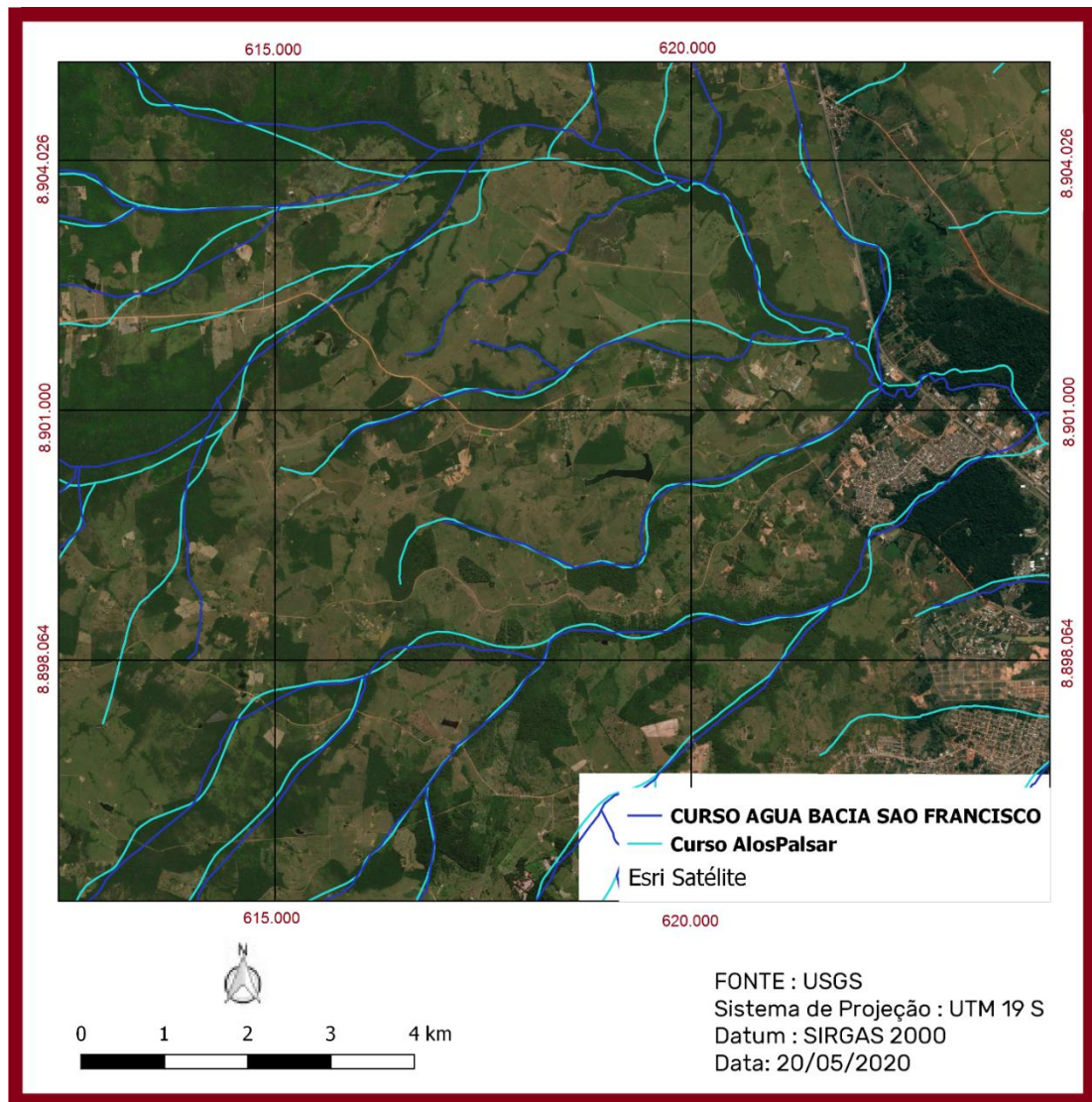


Figura 3. Exemplo da correção da rede de drenagem com imagens do banco de dados da Esri (imagens com pixels com 3 - 5m² de resolução) 2018.

A Figura elucida como essas correções nos dão segurança na aplicação dos buffers para monitoramento da vegetação nas APPs hídricas. As linhas azuis claras correspondem a rede original do Alos-Palsar, as mais escuras tratam-se da vetorização através das imagens Esri.

Realizamos visitas de campo para checagem nos córregos e também contamos com a utilização das imagens de alta resolução (3m – 5m) ajustadas dos satélites Planet, que são disponibilizadas através da Esri (*Environmental Systems Research Institute*), como um componente plugin do *software* QGis (PLANET, 2020). Após a realização de uma rede hidrográfica corrigida, definimos a largura para APPs (Buffers - Zona Ribeirinha) para testar PRODES

e GFC, utilizamos a largura determinada pelo Código Florestal, onde a área de APP hídrica (mata ciliar) varia de acordo com a largura dos córregos.

Na área de estudo na zona ribeirinha temos buffers de 2 tamanhos diferentes, sendo um para 50 metros de cada lado que ocorrerá sob toda a extensão do Igarapé São Francisco e possui área de 700 hectares e os demais com largura para 30 metros em cada lado. Para testagem dos dados em um buffer com largura de 30 metros para cada lado, selecionamos uma nanobacia de 1ª e 2ª ordens presentes na Microbacia do Igarapé São Francisco com um buffer de 349 hectares.

2.4 Análise dos dados de cobertura florestal em zonas ribeirinhas

2.4.1 Prodes

Realizamos o recorte do PRODES para a microbacia do Igarapé São Francisco e em seguida, recortamos pela camada máscara para cada um dos buffers testados. Após a obtenção dos recortes para cada um dos buffers estudados, geramos as classes PRODES e em seguida selecionamos apenas os polígonos de Floresta e salvamos em outro arquivo shapefile.

Calculamos a área dos polígonos através da calculadora presente na “Tabela de Atributos” do *software* QGis. 3.4. Também utilizamos o mesmo cálculo para dados matriciais, a fim de confirmação de valores na ferramenta GRASS o programa “r.report”. E por fim, separemos os valores obtidos de floresta para cada um dos buffers.

2.4.2 Gfc

A porcentagem de cobertura da árvore por célula da grade de saída é codificada como valores inteiros (1-100). Os arquivos são dados de 8 bits com resolução espacial de 1 arco-segundo por pixel (aproximadamente 30 metros por pixel). Após o download as cenas foram reprojatadas, em seguida foi feito o mosaico (bigtiff) para unir ambas e por fim o recorte para os 3 Buffers.

Calculamos a área de todos os polígonos de floresta presentes nos buffers através da “Calculadora de Campo” da “Tabela de Atributos” do *software* QGis 3.0.

Selecionamos todos os polígonos de desmatamento para os anos de 2011 a 2018 presentes nas áreas dos buffers e salvamos em outro arquivo SHP. Geramos os polígonos de desmatamento juntamente com os de cobertura de árvores. Selecionamos apenas as feições de floresta que não sofreram alteração nos últimos 8 anos e salvamos em outro arquivo *Shapefile* (shp). Subtraímos o valor das áreas de cobertura de árvores com os dados de desmatamento (*lossyear-hansen*), para assim obter o valor para cada buffer.

2.5 Análise da acurácia dos dados

Para realizar a análise com os dados dos satélites da Esri, realizamos o mesmo procedimento de mapeamento de florestas, dessa vez utilizando as imagens de alta resolução da Planet, que é uma parceria e que também faz parte do banco de dados dos satélites do grupo Esri (PLANET, 2020). Essas imagens disponíveis na plataforma do QGis, estavam atualizadas para dezembro de 2018 até abril de 2020. Através da interpretação visual, classificamos polígonos de floresta como “toda a área coberta por vegetação com copa com uma porcentagem mais coberta que 50%, presente nos buffers da microbacia. Após realizar a classificação em toda a zona ribeirinha, realizamos o procedimento de cálculo de área por meio da “Calculadora de campo” do *software* QGis 3.0.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A microbacia do Igarapé São Francisco tem uma área de 46.230 ha, 5% dessa área corresponde a zona ribeirinha, com um total de 2.440 ha. A estimativa de floresta em todas as faixas da zona ribeirinha foi menor com o uso dos dados PRODES, em comparação ao GFC, sendo a diferença na faixa de 30 metros maior.

Para a finalidade proposta por esse estudo, os dados quando comparados com uma imagem de alta resolução para toda a zona ribeirinha da microbacia, demonstraram subestimar algumas áreas de florestas Prodes alcançou 40%, enquanto GFC 75% (Tabela 1).

A maior concentração de vegetação presente na zona ribeirinha da microbacia está localizada onde existe a menor presença de urbanização (nascente). Um detalhe importante, que a maior parte da microbacia encontra-se no perímetro urbano da cidade de Rio Branco. A foz da Micobacia, localizada na parte central da cidade, encontra-se praticamente toda desmatada.

Tabela 1. Área de floresta em hectares, estimada em diferentes faixas de zona ribeirinha utilizando dados Prodes e GFC.

Banco de dados	Z.Ribeirinha 30 metros	Zona Ribeirinha Ig. São Francisco	Z. Ribeirinha de toda microbacia
PRODES	98 (28%)	427 (61%)	758 (31%)
GFC	240 (68%)	600 (68%)	1450 (59%)

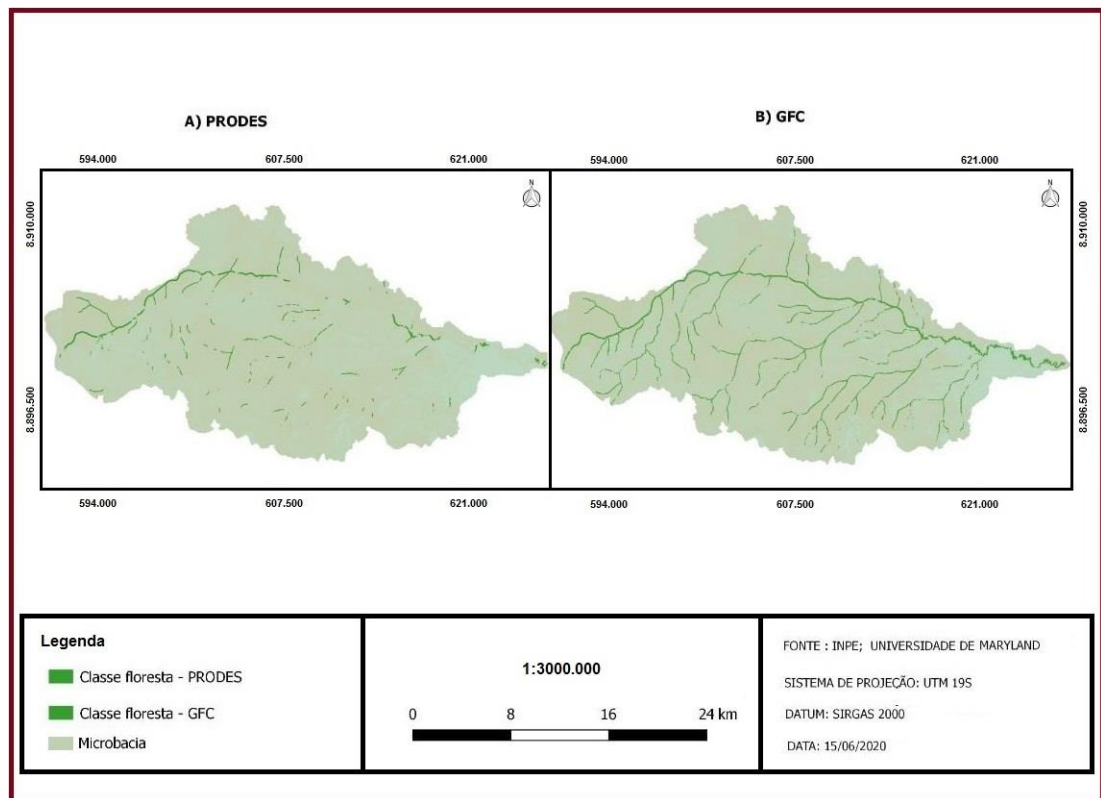


Figura 4. Mapeamento da Floresta ribeirinha através dos dados PRODES.

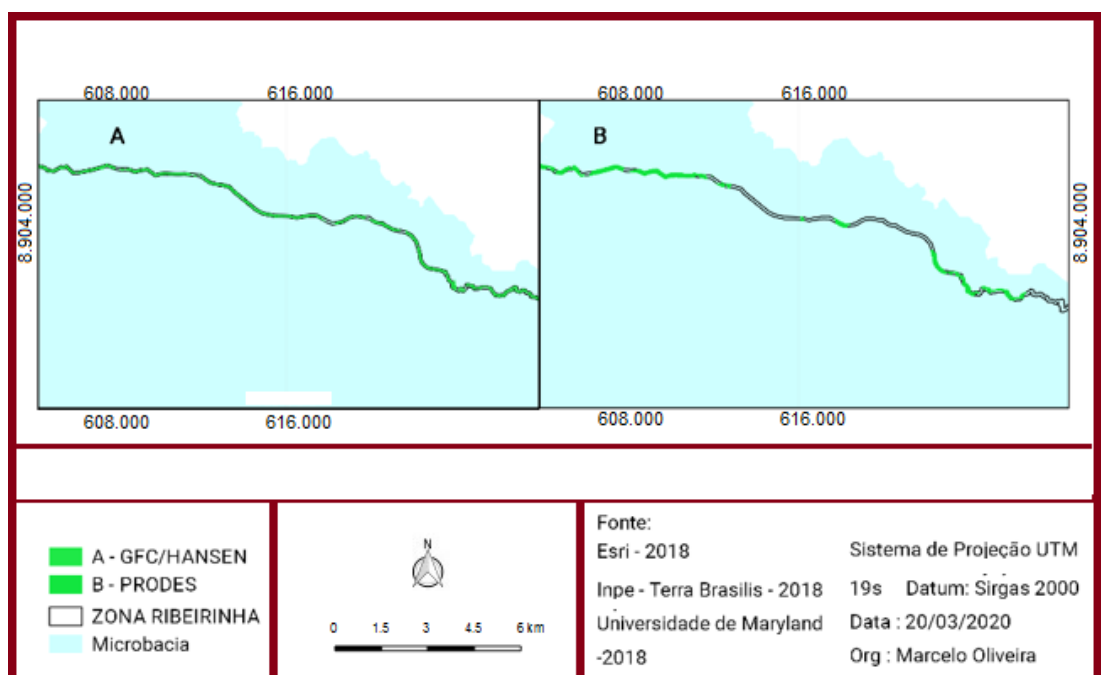


Figura 5. Mapeamento da floresta na zona Ribeirinha do Igarapé São Francisco (Buffer 50 metros).

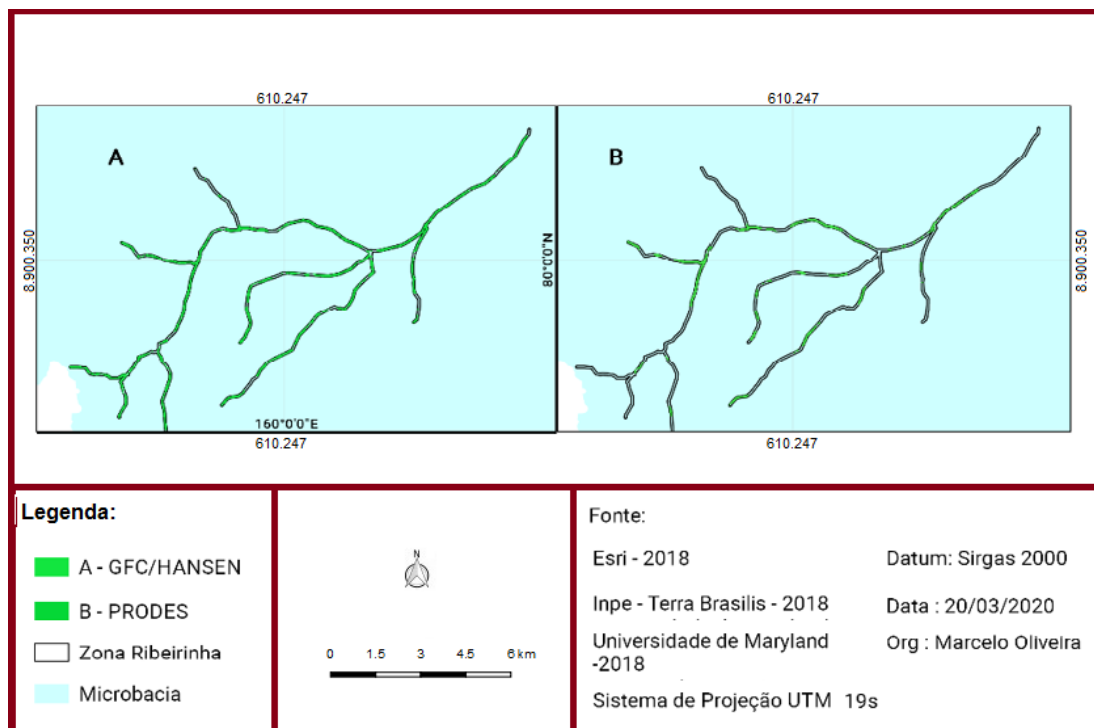


Figura 6. Mapeamento floresta na Zona Ribeirinha para a área teste do buffer de 30 metros.

Os dados GFC tiveram melhor acurácia na estimativa da área de floresta, independente da largura da zona ribeirinha, em comparação com Prodes (Tabela 2). Em zonas ribeirinhas de menor largura a subestimativa do PRODES é maior que em zonas mais largas. Uma das razões, pode ser encontrada nas definições do que é considerado “floresta” para cada fonte, fator que pode estar contribuindo significativamente para as diferenças dos resultados, principalmente na metodologia do PRODES (MASCARENHAS, 2017). Os polígonos da GFC têm tamanhos menores que os do PRODES (MILLIEN, 2020), o que poderia facilitar na entrada nos buffers. Por exemplo, nesse estudo o PRODES conseguiu mapear somente 34% de floresta para o buffer com 30 metros de cada lado.

Na tabela 2, temos as análises comparadas com a referência tiradas com as imagens de alta resolução dos satélites da Esri, em estas análises, tanto PRODES quanto GFC subestimaram a floresta na zona ribeirinha, complicando o uso destes para fins de atividades de fiscalização.

Tabela 2. Análise de acurácia da estimativa de floresta na faixa da zona ribeirinha utilizando GFC e PRODES.

Área	Z. Ribeirinha 30 metros	Z. Ribeirinha 50 metros	Zona ribeirinha de toda a microbacia
GFC	83%	92%	75%
PRODES	34%	66%	40%

Utilizamos imagens dos satélites de alta resolução (Planet) disponibilizados pelo banco de dados da ESRI para verificar a acurácia dos dados de PRODES e notamos que havia uma diferença significativa em relação aos dois buffers. Quando comparados na área do buffer de 50 metros, GFC obteve um percentual de 92%, enquanto PRODES obteve 66%, que foi onde encontramos os maiores resultados para o PRODES. Provavelmente isso se dá pois em sua metodologia o PRODES muitas vezes não contabiliza polígonos em áreas menores (INPE, 2011).

Os dados da GFC apresentaram ser melhores para mapear APP dentro de 30 metros, pois conseguiram 83% em acurácia com a imagem referência, diferentemente disso, PRODES obteve 34%, mostrando relevante diferença entre as fontes.

4 CONCLUSÃO

A utilização das imagens de alta resolução dos satélites disponibilizados pelo banco de dados da Esri, são úteis para obter com maior acurácia a rede de drenagem de uma microbacia, além de que são disponibilizadas facilmente no próprio *software*. O mesmo, pode também ser utilizado para identificação de florestas, por possuir imagens com alta resolução espacial. As imagens disponibilizadas pelos satélites da Esri, com resolução de 3m - 5m, podem servir de auxílio para órgãos ambientais que fazem o monitoramento dentro da Zona Ribeirinha.

Os dados da GFC, apresentam-se como uma alternativa preliminar para trabalhos rápidos de monitoramento em floresta ribeirinha, com uma acurácia próxima de 80%. Diferentemente dos dados do PRODES, que não são recomendados para esse tipo de estudo porque subestima bastante os valores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBE, T. B.; MONTGOMERY, D. R. Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Regulated Rivers: Research and management*, v.12, n. 23, p. 201-221, 1996. Disponível em: <[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199603\)12:2/3<201::AID-RRR390>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199603)12:2/3<201::AID-RRR390>3.0.CO;2-A)> Acesso em: 26 jan.2020.
- ACRE. Governo do Estado do Acre. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. **Zoneamento Ecológico Econômico do Acre**. Fase II, Rio Branco, AC, 2. ed. 2006, 356p. Disponível em: <http://sema.acre.gov.br/wp-content/uploads/sites/20/2020/04/Documento_Sintese.pdf> Acesso em: 26 jan.2020.
- ACRE. Governo do Estado do Acre. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. **Cadastro Ambiental Rural**. Rio Branco: Governo do Acre, 2020.
- ACRE. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Rio Branco: SEMA-AC, 2012.
- ARAUJO, N. A. **Relações ecológicas entre a fauna ictiológica e vegetação ciliar da região lacustre do baixo Pindaré na baixada maranhense e suas implicações na sustentabilidade da pesca regional**. 2008. 122 f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, MA, 2008.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e 2012a. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/leis/LEI12651.pdf>>. Acesso em: 8 jul. 2016.
- DAHM, C.; CLEVERLY, J.; COONROD, J.; THIBAUT, J.; MCDONNELL, D.; GILROY, D. Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology*, v.47, p. 831-843, 2002. Disponível em: < <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00917.x>>. Acesso em: 13 jun. 2016.
- FERREIRA, M.T.; AGUIAR, F.C.; NOGUEIRA, C. Changes in riparian

- woods over space and time: influence of environment and land use **Forest Ecology and Management**, v. 212, p. 145-159, 2005. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.010>>. Acesso em: 13 jun. 2016.
- FIRESTONE, L. A.; SOUZA, C. JÚNIOR. The role of remote sensing and GIS in enforcement of areas of permanent preservation in the Brazilian Amazon. **Geocarto International** , v. 17, n. 2, p. 53-58, 2002. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/10106040208542235>> Acesso em: 03 nov. 2019.
- GARCIA, Y. M. O Código Florestal Brasileiro e suas alterações no Congresso Nacional. **GeoAtos**, v. 1, n. 12, p. 54–74, 2012. Disponível em: < <https://doi.org/10.35416/geoatos.v1i12.1754>> Acesso em: 12 set. 2019.
- HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; MOORE, R.; M. HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAYINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n.6160, p. 850-853, 2013. Disponível em: < <https://doi.org/10.1126/science.1244693>> Acesso em: 05 jul. 2019.
- HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, 3-35, 2005. Disponível em: < <https://doi.org/10.1890/04-0922>>. Acesso em: 05 jul. 2019.
- KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 15, n.342, p.850-3 342, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1244693>>. Acesso em: 05 jul. 2019.
- KRUSE, F. A.; LEFKOFF, A. B.; BOARDMAN, J. W.; HEIDEBRECHT, K. B.; SHAPIRO, A. T.; BARLOON, P. J.; GOETZ, A. F. H. The spectral image processing system (SIPS)-interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. **Remote Sensing of Environment**, v. 44, n. 2-3, p. 145-163, 1993. Disponível em: <<http://scitation.aip.org/content/aip/proceeding/aipcp/10.1063/1.44433>>. Acesso em: 26 jun. 2019.
- LILLESAND, K. R. W. **Remote sensing and image interpretation**. 2.th ed. 1995, 736p.

- MASCARENHAS, F. S. **Dinâmica da cobertura florestal e ocorrência de incêndios florestais e suas implicações na gestão da Reserva Extrativista Chico Mendes**. 2017, 52f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Áreas protegidas da Amazônia) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, 2017.
- MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE. **Introdução ao processamento de imagem de sensoriamento remoto**. CNPq/UnB, 2012, p. 266.
- MILLEN, E. J.; ROCHA, K. S. Análise do Desmatamento no Entorno da Rodovia Br-317 entre Assis Brasil e Xapuri no Acre. In: SILVA-MATOS, R. R. S. da. ANDRADE, H. A. F. de. CORDEIRO, K. V. **Impacto, Excelência e produtividade das ciências agrárias no Brasil**. Ponta Grossa: Atena, 2020, cap.2, p. 16-27.
- NAIMAN, R.J.; FETHERSTON, K.L.; MCKAY, S.; CHEN, J. **Riparian forests. River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion** (ed. by R.J. NAIMAN and R.E. BILBY), pp. 289–323. Springer Verlag, New York, 1998.
- NOBREGA, R.; ZIEMBOWICZ, T.; NUNES T, GILMAR.; GUZHA, A.; AMORIM, R.; CARDOSO, D.; JOHNSON, M.; SANTOS, T.; COUTO, E.; GEROLD, G. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00819> – 2020.> Acesso em: 21 jan.2020.
- PLANET. **Esri And Planet Expand Satellite Imagery Partnership**. Disponível em: <<https://www.planet.com/pulse/esri-and-planet-expand-satellite-imagery-partnership/>> Acesso em 06/05/2020.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. 2. ed. São Paulo, 2012, 176p.
- SCOTT, R.L.; SHUTTLEWORTH, W.J.; GOODRICH, D.C.; MADDOCK, T. The water use of two dominant vegetation communities in a semiarid riparian ecosystem. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.105, n. 1-3, p.241–256, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00181-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00181-7) Acesso em 06/05/2020.
- SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 17., 2015, São José dos Campos, **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015. 70 p.
- SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 5643., 2007, Florianópolis, **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. 70 p.
- SOLARI, R. A. F. **Aplicação de métodos de classificação supervisionada em imagens do Sentinel-2, como suporte ao cadastro ambiental rural**. 2017. 150 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade de Brasília- UnB, Brasília.
- SOTHE, C.; LIESENBERG, V.; ALMEIDA, C. M. de; SCHIMALSKI, M. B. Abordagens para classificação do estágio sucessional da vegetação do parque nacional de São Joaquim empregando imagens Landsat-8 e

Rapideye. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 23, n. 3, p. 389-404, 2017. <Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1982-21702017000300026>> Acesso em: 03 nov. 2019.

USGS EROS. **Archive - Sentinel-2**. U.S. Geological Survey, Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, 2017. Disponível em: <https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-sentinel-2?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects>. Acesso em: 2019.

USGS. **United States Geological Survey**. Earth Explorer. 2020. Disponível em <[http:// earthexplorer.usgs.gov/](http://earthexplorer.usgs.gov/)>. Acesso em: 03 jan.2020.

3CAPÍTULO II – Avaliação de classificadores em imagens Sentinel-2 no mapeamento da vegetação ribeirinha na Amazônia Sul-ocidental

Marcelo Augusto Barros de Oliveira¹

Irving Foster Brown²

RESUMO

O desmatamento nas florestas tropicais do Brasil tem avançado nos últimos anos, principalmente na floresta Amazônica que é fundamental para manutenção da biodiversidade, clima e recursos hídricos. Apesar disso, ela segue sofrendo pressões antrópicas e perdendo área para o agronegócio e outros usos alternativos. Estamos criando novos ecossistemas, e em um ecossistema alterado a zona ribeirinha com presença de vegetação é fundamental para manter as melhores condições no ambiente. Diversas técnicas de monitoramento foram e estão sendo desenvolvidas, o uso de imagens de satélite é uma fonte importante para monitorar paisagens naturais, dentre os dados livres disponíveis, destacamos as imagens de satélite Sentinel-2. No entanto, existem poucos trabalhos que testem classificadores para as imagens Sentinel-2 no mapeamento da vegetação na zona ribeirinha. Avaliamos três classificações supervisionadas para estimativa de vegetação na zona ribeirinha da microbacia. Classificamos as áreas com cobertura florestal como floresta e arbustiva, para as classes pastagem, água e área urbana, classificamos como “não floresta”. Para avaliação da acurácia de cada classificação utilizamos o índice Kappa a partir de pontos aleatórios verificados em imagens de alta resolução e alinhadas através de visitas na área. Nossos resultados mostram que houve pequena variação na estimativa das classes de cobertura do solo entre os classificadores. O percentual da zona ribeirinha ocupado pela floresta variou de 54% a 55%, vegetação arbustiva variou de 21% a 23% e pastagem variou de 21% a 23%. Todas as classificações obtiveram um coeficiente Kappa e de acurácia da classificação acima de 0,8. Com base nos resultados e teste de acurácia, recomendamos o uso do classificador pelo Ângulo Espectral. As imagens Sentinel-2 apresentaram-se como uma forma de melhorar as estimativas e análises da cobertura do solo em APP. Quando comparadas com a imagem de alta resolução, os resultados do mapeamento nos três classificadores, obtiveram resultados de acurácia acima de 95%.

Palavras-Chave: Zona Ribeirinha, Sensoriamento Remoto, Sentinel-2.

¹ Universidade Federal do Acre - UFAC
Rio Branco - AC, Brasil
marceloaugustoac77@gmail.com

² Woodwell Climate Research Center - WCRC
fbrown@woodwellclimate.org

ABSTRACT

Deforestation in Brazil's tropical forests has advanced in recent years, especially in the Amazon rainforest, which is essential for maintaining biodiversity, climate and water resources. Despite this, it continues to suffer anthropic pressures and losing ground to agribusiness and other alternative uses. We are creating new ecosystems, and in an altered ecosystem, the riverside area with the presence of vegetation is essential to maintain the best conditions in the environment. Several monitoring techniques have been and are being developed, the use of satellite images is an important source for monitoring natural landscapes, among the free data available, we highlight as Sentinel-2 satellite images. However, there are few studies that test classifiers for Sentinel-2 images in mapping vegetation in the riverside area. We evaluated three supervised classifications for vegetation estimation in the watershed of the watershed. We classify areas with forest cover as forest and shrub, for the classes of pasture, water and urban area, we classify it as "non-forest". To assess the accuracy of each classification, we used the Kappa index from random points verified in high resolution images and aligned through visits in the area. Our results show that there is variation in the estimate of land cover classes among the classifiers. The percentage of the riverside area occupied by the forest varied from 54% to 55%, shrub vegetation varied from 21% to 23% and pasture ranged from 21% to 23%. All classifications obtained a Kappa coefficient and an accuracy of the classification above 0.8. Based on the results and accuracy test, we recommend the use of the classifier by the Spectral Angle. Sentinel-2 images dissipate as a way to improve indicators and analyzes of land cover in APP. When compared with the high-resolution image, the results of the mapping in the three classifiers, obtained accuracy results above 95%.

Keywords: Riparian forests, Remote Sensing, PRODES, Sentinel-2.

1 INTRODUÇÃO

As florestas ribeirinhas são áreas com vegetação que ficam entre os cursos d'água – Em sua maioria, são constituídas por espécies tipicamente resilientes sob perturbações frequentes e intensas. Adaptações morfológicas específicas incluem aquelas relacionadas a resistir a inundações, deposição de sedimentos, abrasão física e quebra de caules (NAIMAN et al., 1998). Em ambientes com intensa alteração, a presença de uma zona ribeirinha em boas condições pode acarretar em maior resiliência da pastagem à degradação do solo (NOBREGA et al., 2020). Além de boas condições hídricas para os córregos (SCOTT et al., 2000; DAHM et al., 2002).

Entre 2001 a 2017, ocorreu uma perda total de 337 milhões de hectares de cobertura florestal por todo o globo. Até o ano de 2015, o Brasil possuía 399 milhões de hectares de florestas naturais, estendendo-se por 47% de seu território (GFC, 2018). Somente no ano de 2017, perdeu 4.37 milhões de hectares (correspondente a uma área quatro vezes maior que a Reserva Extrativista Chico Mendes) de floresta natural (GFC, 2018), produzindo novos ecossistemas (HANSEN et al., 2013).

Por sua grande relevância a zona ribeirinha recebe uma determinação legal atribuída pela legislação brasileira como uma “APP” – Área de Preservação Permanente. Logo, a largura do córrego define a largura da zona ribeirinha. No entanto, ainda existem muitas dúvidas sobre qual seria a largura ecologicamente relevante para a zona ribeirinha (NOBREGA et al., 2020).

A qualidade da vegetação ribeirinha presente em uma microbacia representa duas importantes situações: Primeiro, que a zona ribeirinha mantém uma parte composta por áreas de floresta e de vegetações arbustivas, considerada ideal por alguns autores para manter as melhores condições hídricas nos ambientes também por melhorar na qualidade da vida de espécies aquáticas ou

dependentes da água (NOBREGA et al., 2020), além de uma contribuição significativa para o combate ao assoreamento dos corpos d'água (NAIMAN, 1997). A largura dos corredores ribeirinhos é o fator mais importante que beneficia a biodiversidade, e maximizar essa largura melhora a qualidade do habitat, reduzindo os efeitos das bordas (METZGER, 2010).

O uso de imagens de satélite tem sido uma das melhores fontes de monitoramento de ambientes naturais. Diversos satélites para uso gratuito são disponibilizados, destacamos as missões “LANDSAT – 8 e SENTINEL – 2”. Os sensores Landsat são os mais utilizados, porém podem apresentar limitações na detecção e mapeamento da zona ribeirinha. Suas imagens poderiam ser grosseiras para delinear faixas estreitas de vegetação ao longo dos rios e córregos. Com uma resolução espacial de 30m, tipologias de vegetação ciliar, podem estar presentes em um pixel, muitas vezes (JOHANSEN, 2006).

Em contrapartida o Sentinel-2, um sensor multiespectral de resolução espacial média, é um satélite recém-lançado com bandas de 10m de resolução. Podendo ser um mais um componente para o monitoramento, estudos para investigar seu potencial para aplicações florestais ainda são poucos e incipientes, principalmente em zonas ribeirinhas (SOTHE et al., 2017).

É difícil encontrarmos trabalhos que testem imagens para mapear a zona ribeirinha na Amazônia. Muito disso se dá pelos desafios do mapeamento da cobertura do solo em áreas tão restritas como são as APPs, e que tem em grande maioria, complexidade de coberturas, principalmente em bacias urbanas (NUNES et al., 2015). Existe muitas razões, desde a dificuldade de uma rede de drenagem corrigida ou até mesmo na dificuldade de imagens com boa resolução. Visamos avaliar nessas três classificações supervisionadas aplicadas às imagens Sentinel-2 de forma a identificar e mapear a vegetação na zona ribeirinha, além de buscar informações sobre como se comporta a vegetação na zona ribeirinha.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo se restringiu a microbacia do Igarapé São Francisco, localizada no município de Rio Branco – Acre (figura 1). A microbacia está inserida na bacia hidrográfica do rio Acre, e atualmente possui uma área mais de 60% de desmatada (INPE, 2019), sendo que a maior parte fica na área mais urbanizada, indicando que a pressão urbana vem influenciando no desmatamento.

Na categorização climática, enquadra-se no subclima Tropical de Monções – Am (sistema de Köppen-Geiger), com clima quente e úmido, temperatura média anual de 25°C e duas estações definidas: uma seca e outra chuvosa, com período chuvoso compreendendo os meses de outubro a abril. Está inserida na unidade geomorfológica Depressão do Rio Branco, possuindo um padrão de drenagem angular e tendo o relevo, de forma geral, como suave ondulado a ondulado (ACRE, 2010). A vegetação da microbacia é classificada como Floresta Amazônica (Bioma Amazônico) – apresenta Floresta Aberta com Bambu associada com Floresta Densa (FAB + FD) e Floresta Densa associada com Floresta Aberta com Palmeiras (FD + FAP) como tipologias predominantes (ACRE, 2010).

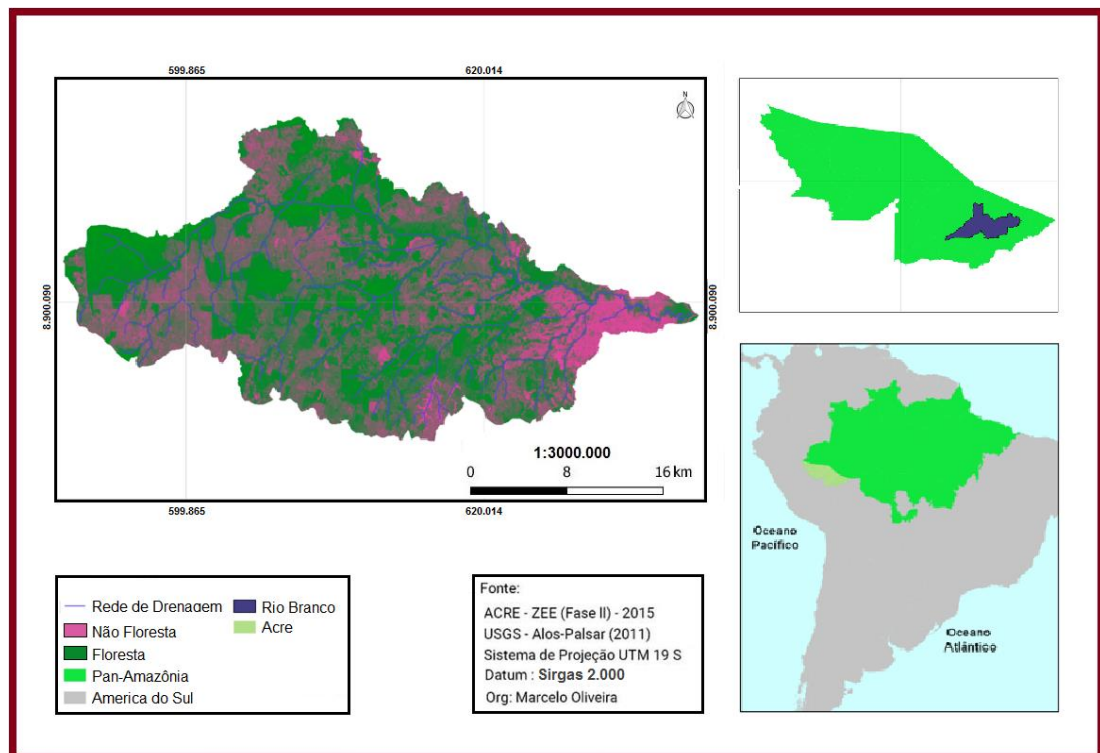


Figura 1. Localização da microbacia do Igarapé São Francisco, município de Rio Branco, Acre, Brasil.

2.2 Base de dados

A pesquisa envolveu o uso de três técnicas de classificação supervisionadas em imagens Sentinel-2 para avaliar desempenho dessas classificações e do produto Sentinel-2, na capacidade de entender como estão os ecossistemas ribeirinhos (APP Hídrica) na microbacia do Igarapé São Francisco. As etapas do processamento são demonstradas na Figura 01 e estão detalhadas nos subtópicos da metodologia. Resumidamente, fizemos usando *Software* QGis 3.0 a composição de bandas para as duas cenas, em seguida realizamos o mosaico das cenas em formato bigtiff. Após esse processo, realizamos um recorte que compreendia a área de estudo, e áreas para treinamento de classes temáticas; a partir daí, realizamos a classificação supervisionada através do plugin *semi-automatic classification plugin* – “SCP”, disponibilizado no *Software* QGis 3.0. Após as três classificações, realizamos no pós-processamento a avaliação de acurácia, onde foi disponibilizados o coeficiente Kappa para ambas classificações e classes.

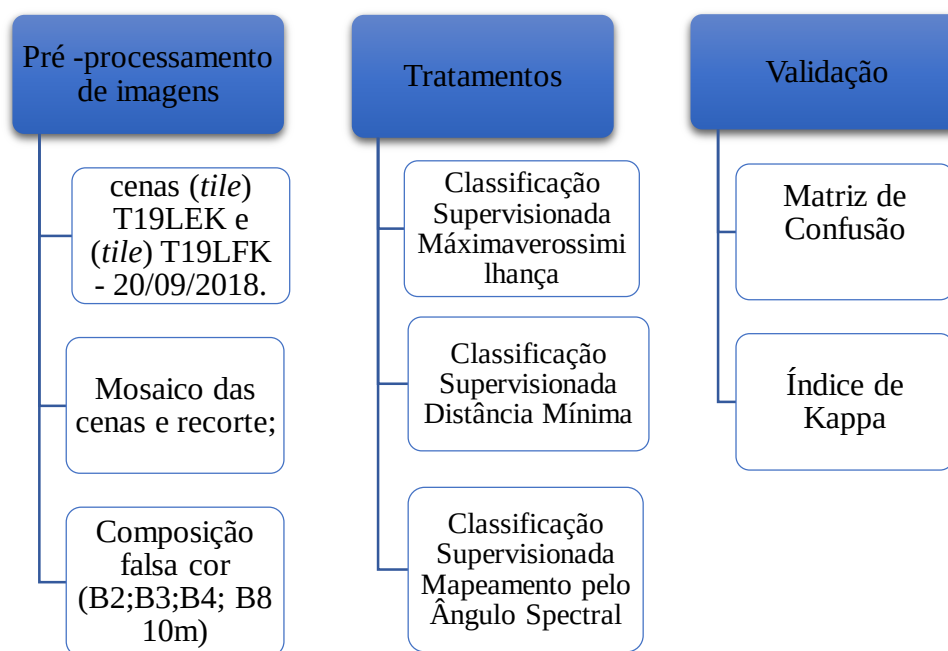


Figura 2. Fluxograma da metodologia realizada no artigo.

Foram utilizadas imagens da constelação Sentinel-2, missão composta por dois satélites óticos do programa espacial Copernicus da Agência Espacial Europeia (ESA – *European Space Agency*) (ESA, 2000-2019). As imagens foram obtidas do centro EROS (*Earth Resources Observation and Science*) do serviço geológico norte americano – USGS (*U.S. Geological Survey*). (USGS EROS, 2017; ESA, 2015).

Para realizar o objetivo do estudo, buscamos imagens das cenas (tile) T19LEK e (tile) T19LFK para o ano de 2019. As imagens utilizadas, que correspondem as encontradas com melhor condição de visibilidade para os estudos: (a) Sentinel-2B, de 20/09/2018; (b) Sentinel-2B, de 20/09/2018. O sensor embarcado nestes satélites é o MSI – *Multi-Spectral Instrument*.

No experimento, foram utilizadas as bandas com 10 m de resolução espacial – banda B2 (comprimento de onda central de 490 nm), B3 (560 nm), B4 (665 nm) e B8 (842 nm) (ESA, 2015). Foram utilizadas essas bandas (B2, B3, B4 e B8) por possuírem a melhor resolução espacial dentre as bandas do sensor, e pela combinação dessas bandas ser indicado - falsa cor - para realizar esses estudos (SOLARI, 2017). As bandas também são mais propícias pois também correspondem as faixas espectrais de maior interesse no mapeamento da vegetação: visível e infravermelho próximo (PONZONI et al., 2012).

Os dados vetoriais da Microbacia além da rede de drenagem, foram gerados através do MDE Alos – Palsar (USGS, 2011), através da ferramenta GRASS 7.5 (QGis 3.0). Corrigimos a rede de drenagem através do satélite Esri, - disponibilizado no plugin *QuickMapServices*- com resolução de 1m e com as imagens atualizadas para o ano de 2020 (ESRI, 2020).

2.3 Delimitação dos cursos d’água e operacionalização das classes

Para delimitação dos cursos d’água utilizamos a metodologia apresentada no capítulo 1, onde utilizamos como base a rede de drenagem gerada pelo MDE *Alos-Palsar* e em seguida, corrigimos com vetorização através das imagens de satélite da Esri.

Para determinar a operacionalização das classes “floresta” e “arbustiva” realizamos visitas na área de estudo, para confirmar em campo os algoritmos classificados no classificador.

Nesse sentido, determinamos:

Floresta – áreas com vegetação acima de 5 metros e com tamanho maior que 0,5 hectare, conforme apresentado na figura 3.



Figura 3. Definição operacional checada em campo para a classe floresta. Fonte: O Autor (2020).

Arbustiva – áreas com presença de vegetação com altura menor que 5 metros. Na figura 4, verificamos a presença da classe arbustivas encontradas no campo.



Figura 4. Definição operacional checada em campo para a classe arbustiva. Fonte: O Autor (2020).

Pastagem - áreas caracterizadas por pastos, geralmente com campos ou solos expostos, áreas com degradação.

Além de “água” e “área urbana” essas três últimas classes foram atribuídas para a categoria “**não floresta**”, para atender os objetivos propostos da pesquisa. Para realizar a classificação selecionamos 100 amostras para as classes floresta, arbustiva e pastagem e um total de 40 amostras para as duas outras classes.

2.4 Estimativa da cobertura do solo

Foram testadas 3 técnicas de classificação supervisionada e uma técnica de processamento nas imagens Sentinel-2 (itens I a III)

- I.** Classificação Máximaverossimilhança (Maxver);
- II.** Classificação Distância Mínima (Distance Mindis);
- III.** Classificação Mapeamento pelo Ângulo Spectral (Spectral Angler Mapper).

2.4.1 Classificação Mapeamento pelo Ângulo Espectral

O *Spectral Angle Mapper* (SAM) é um método de classificação supervisionada que considera semelhanças entre dois espectros. Compreende no cálculo da diferença angular entre os espectros a partir da amostra de treinamento definida para cada classe de imagem, possibilitando na atribuição de cada espectro da imagem para uma das classes, e utilizando todas as bandas da imagem para realizar a classificação (KRUSE et al., 1993).

A formulação matemática do SAM (KRUSE et al., 1993) é oriunda da equação:

$$SAM = \alpha = \cos^{-1} \frac{\sum_{i=1}^{i=nb} ER_i EI_i}{\sqrt{\sum_{i=1}^{i=nb} (EI_i)^2 \sum_{i=1}^{i=nb} (ER_i)^2}} \quad (1)$$

Onde: ER corresponde ao espectro de referência, EI ao espectro da imagem, nb ao número de bandas e α ao ângulo formado entre o ER e EI (JUNIOR; SILVA, 2007).

O resultado do mapeamento é expresso em radianos, quão menor o valor de α , maior é a similaridade entre as curvas. O ângulo α é determinado pela função arco-cosseno, apresentando uma variação entre 0 e 90°. Os valores de cosseno (SAM) podem variar de 0 até 1 (JUNIOR; SILVA, 2007).

A utilização do método SAM gera uma imagem com um ângulo, para cada um dos espectros da amostra de treinamento. O resultado da comparação entre os ângulos da amostra de treinamento com os ângulos do restante da imagem é o valor da diferença angular. Quanto menor o valor da diferença angular de cada pixel maior é a semelhança entre a amostra de treinamento com o pixel da imagem. A classificação do pixel ocorre quando se chega ao menor valor da diferença angular entre todas as classes de treinamento (DE CARVALHO et al., 1999).

2.4.2 Classificação Máxima de Semelhança

O resultado dessa classificação é alcançado através da comparação do pixel em relação à média dos valores dentro dos limites da classe amostral. Assumindo que a estatística das classes em cada banda espectral possui distribuição normal baseada nas amostras coletadas. (RICHARDS; JIA, 1986).

Inicialmente deve ser feita a média dos níveis de cinza de cada classe em cada banda, a variância e a correlação de cada classe de cobertura terrestre nos dados de treinamento. A partir destas informações, pode ser descrito o desvio dos pixels ao redor de cada vetor de média utilizando a função da probabilidade. A classificação é então realizada por meio da seguinte desigualdade (RICHARDS; JIA, 1986).

$$\mathbf{x} \in \omega_i, \quad \text{se} \quad p(\omega_i|\mathbf{x}) > p(\omega_j|\mathbf{x}) \quad \forall \quad j \neq i$$

Onde: $p(\omega_i|\mathbf{x})$ representa a probabilidade de o pixel analisado $\mathbf{x}$ pertencer à classe correta ω_i . O pixel analisado $\mathbf{x}$ está classificado adequadamente se a desigualdade estiver correta. Ou seja, o valor de $p(\omega_i|\mathbf{x})$ deve ser maior que o valor $p(\omega_j|\mathbf{x})$ da amostra de treinamento. Caso os valores de probabilidade encontrados estejam abaixo do limite aceitável o pixel pode ser classificado como desconhecido (LILLESAND, 1995).

2.4.3 Classificação Distância Mínima

A classificação supervisionada de distância mínima é baseada nas distâncias espectrais entre o pixel analisado e o vetor médio para as assinaturas de classe fornecida no treinamento. O algoritmo utiliza da medida de similaridade de distância Euclidiana, que é obtida conforme a formulação matemática.

$$D(\mathbf{x}, \mathbf{n}) = \sqrt{(\mathbf{x}_i - \mathbf{m}_i)^2} \quad (2)$$

Onde: $\mathbf{x}_i$ corresponde ao pixel analisado, $\mathbf{m}_i$ à média das classes e n o número de bandas (MENESES; ALMEIDA, 2012). O algoritmo compara as

distâncias obtidas de cada pixel à média das classes e agrupa o pixel analisado à classe mais próxima.

A velocidade com que os dados são processados e como durante a classificação supervisionada cada pixel é designado a uma classe em função da sua proximidade, torna-se uma grande vantagem neste método, pois todos os pixels são classificados. No entanto, esse fator pode caracterizar desvantagens, uma vez que pixels que não devem ser classificados, por não estarem espectralmente próximos a nenhuma classe dentro do limite razoável, também são classificados. Além disso, o método não considera a variabilidade espacial de cada classe (MENESES; ALMEIDA, 2012), pois os pixels longe da média com uma grande variância podem pertencer a uma outra classe.

2.5 Validação das estimativas

2.5.1 Matriz de Confusão

A matriz de confusão, ou matriz de erro, é assim chamada por facilitar a visualização dos erros de classificação do sistema. É um método quantitativo para caracterizar a acurácia e é comumente utilizada para validar os resultados das classificações com base em um dado de referência.

Para realizar a validação do resultado da classificação, utilizamos como referência as imagens de alta resolução dos satélites da Esri. Para fazer a validação em cada classe, utilizamos 30 pontos aleatórios, sendo que para diminuir a quantidade de possíveis erros, visitamos em campo para conferir se os alvos estavam de acordo com as imagens de alta resolução.

A partir das ferramentas de pós-processamento do plugin SCP. Após realizar o procedimento para as três classificações, obtivemos os resultados correspondente a acurácia da classificação e o coeficiente Kappa.

Para CONGALTON e GREEN, 1999 coeficiente Kappa mede o grau de concordância em escalas nominais, sendo que as classes da escala nominal são independentes e mutuamente exclusivas e o classificador e os pontos de referência operam de forma independente. A concordância para a avaliação da acurácia total pode ser obtida pela formulação matemática:

$$k = \frac{P_0 - P_e}{1 - P_e} \quad ((3))$$

O coeficiente para as classes individuais é calculado pelo mesmo princípio que a acurácia total, sendo descrito pela formulação matemática:

$$k_i = \frac{NX_{ii} - X_{i+} X_{+i}}{NX_{i+} - X_{i+} X_{+i}} \quad ((4))$$

Onde: P_0 corresponde ao total de pixels classificados corretamente e P_e à proporção de elementos atribuídos à determinada classe. P_0 pode ser descrito como a razão do somatório da diagonal principal ($\sum X_{ii}$) pelo número total de observações (N). E P_e pode ser expresso pelo somatório do produto dos elementos das linhas e colunas marginais ($\sum X_{i+} X_{+i}$) pelo número total de observações ao quadrado (CONGALTON; GREEN, 1999).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as classificações supervisionadas, e buscando a finalidade proposta por esse estudo, utilizamos apenas as classes de “floresta”, “arbustiva” e “Não Floresta”. Podemos observar na Figura 3 o comportamento das 3 classes para a vegetação presente na zona ribeirinha, as áreas onde mais se encontram a classe “não floresta” estão no perímetro urbano de Rio Brando, indicando que o desmatamento acontece nas APPs, devido a pressão antrópica. Sendo que em boa parte desses locais as alterações ocorreram há anos. A partir dos resultados dos três métodos de classificação supervisionada, para realizar uma análise mais precisa dos mesmos, foram calculados a avaliação de acurácia e o Índice *Kappa*, por meio da matriz de confusão. Na tabela 1, observamos o resultado para cada classe mapeada na área da zona ribeirinha.

Tabela 1. Apresentação dos valores classificados para cada classe na zona ribeirinha.

Classe	Classificação	Area hectare
Floresta	Distância Mínima	1318
	Máximaverossimilhança	1338
	Ângulo Espectral	1348
Arbustiva	Distância Mínima	600
	Maxímaverossimilhança	560
	Ângulo Espectral	514
Não Floresta	Distância Mínima	522
	Máximaverossimilhança	542
	Ângulo Espectral	570

Na Tabela 1, podemos observar a distribuição dos valores classificados em cada classe, onde a classificação de mapeamento pelo ângulo espectral

obteve os maiores valores para floresta (1.318 ha), enquanto que para a classe arbustiva os maiores valores ficaram com a classe Distância mínima (602 ha). Na classe “não floresta”, as classificações de máxima verossimilhança e mapeamento pelo ângulo espectral, obtiveram os maiores valores, acima de 540 hectares. A classe arbustiva foi onde teve um valor maior para as classificações MINDIS e MAXVER, com resultados acima de 550 hectares, enquanto isso a classificação SAM apresentou os menores resultados. Em geral, a maior diferença foi notada na soma das classes pasto, água e área urbana, onde a classificação SAM obteve um valor de 570 hectares. Assim, sendo a que conseguiu detectar os maiores valores para a classe não floresta. Na figura 5, podemos observar o temático para cada uma das classificações.

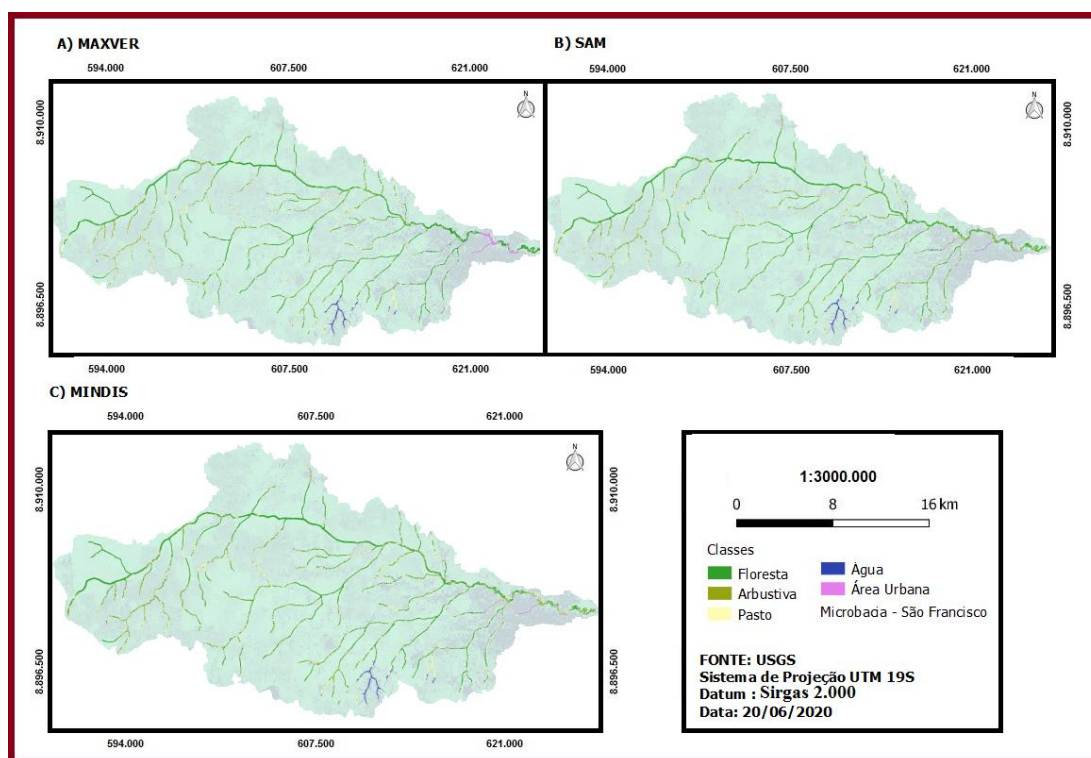


Figura 5. Classificações supervisionadas na microbacia do Igarapé São Francisco.

Quando comparamos as classificações, notamos que a maior parte do desmatamento nas APPs tem acontecido próximo a foz, evidenciando que a pressão urbana tem sido decisiva para a perda da vegetação na zona ribeirinha. Para melhor visualização da classificação supervisionada como um todo, também disponibilizamos na figura 6, um mapa temático para toda a microbacia,

facilitando o entendimento da distribuição das classes em toda a microbacia estudada.

O desmatamento dentro das zonas ribeirinhas de microbacias urbanas tem aumentando tendencialmente, estudos como o de NUNES et al., 2015, tem apontado que o padrão do desmatamento dentro das zonas ribeirinhas tem sido amplamente maior do que fora delas. O que se torna curioso, principalmente porque são áreas que recebem uma atribuição de proteção legal permanente e são monitoradas por órgãos públicos fiscalizadores.

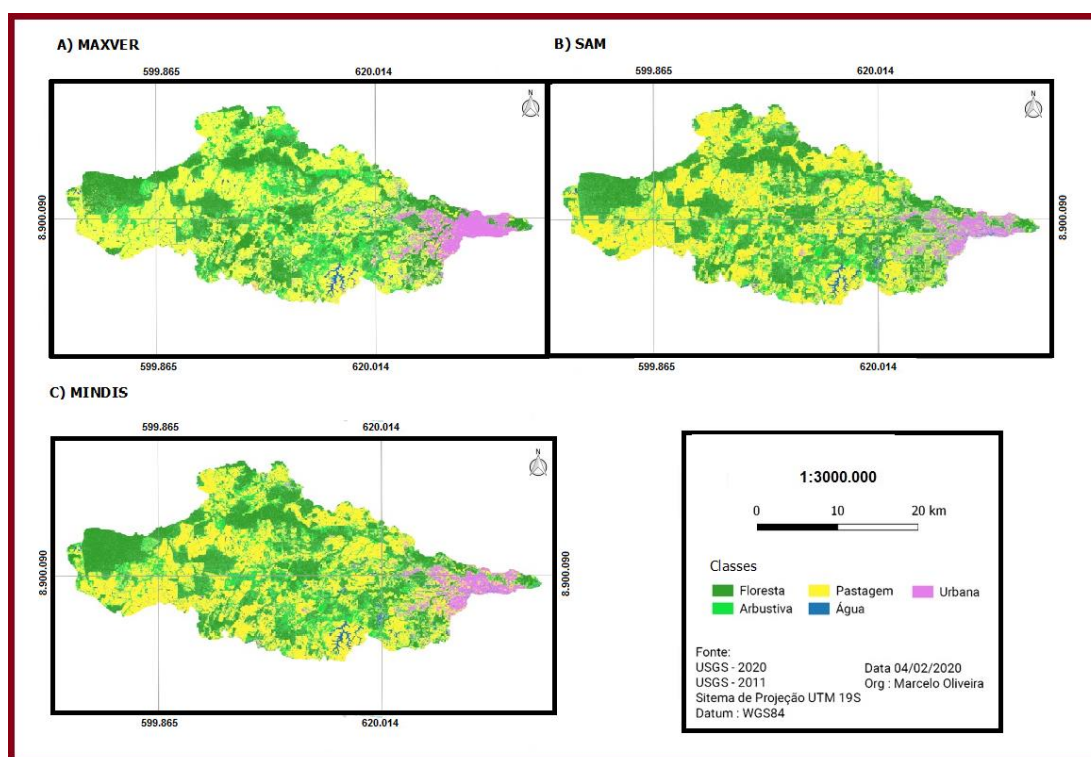


Figura 6. Classificações supervisionadas na microbacia.

Acrescentamos um gráfico com os índices Kappa. Neste caso, quanto maior for o valor encontrado mais precisa é a classificação, expressa os valores do Índice Kappa, com quatro categorias: Kappa (valores gerais do Índice Kappa), Floresta (Índice Kappa da Floresta), Arbustiva (Índice Kappa da vegetação) e Não Floresta (Média do Índice Kappa nas classes pasto, água e área urbana).

Os melhores resultados foram das classificações da Mapeamento pelo Ângulo espectral (SAM) (95%), Máximaverossimilhança 91% e Distância Mínima (MINDIS) com 90%. No entanto, para as classes de Floresta Maxver

obteve o melhor resultado alcançando 92%, para a classe /arbustiva o melhor resultado ocorreu na classificação de Distância Mínima, enquanto que para a classe de pasto Maxver também obteve a melhor resposta com 92%. Os resultados podem ser melhor avaliados na figura 7.

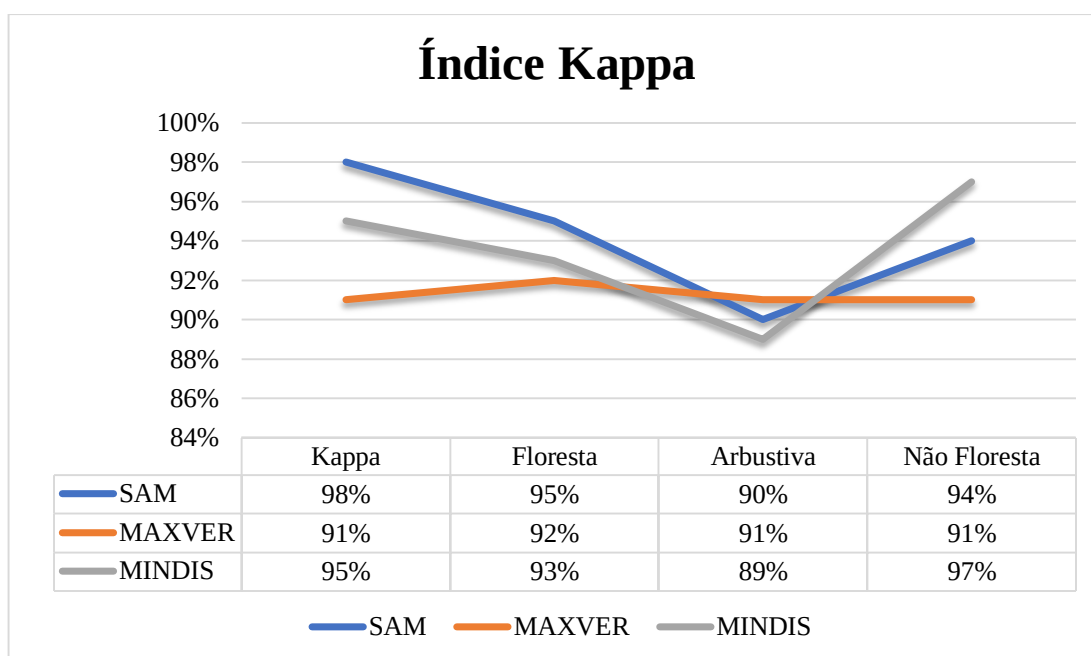


Figura 7. Índice Kappa.

No Índice Kappa a proporção e a ordem dos resultados praticamente se mantiveram, sendo que o SAM obteve o resultado de 98%, o SCM e o Mindis 95%, seguido pelo Maxver com 91%. Destacamos ainda os índices de Kappa por classe, onde os melhores resultados para floresta ocorreram no SAM com 95%, enquanto que na classe arbustiva os melhores resultados do índice kappa encontra-se na classificação Maxver. Variando ainda mais, o resultado com melhor desempenho índice kappa para a classe Pasto, aconteceu na classificação Mindis.

Na Tabela 2, temos a distribuição da porcentagem das classes presentes na zona ribeirinha, onde através do Mapeamento pelo Ângulo Espectral (SAM) 23% dessa área foi classificada como área de pasto, 21% como área arbustiva e 55% como floresta. Para os dados da Distância Mínima (MINDIS) tivemos 21% classificadas como pasto, 23% de área arbustiva e 54% como floresta. Para a classificação de Máximaverossimilhança (MAXVER) tivemos 22% de áreas

classificadas como não floresta, 23% áreas arbustiva e 55% de floresta.

Podemos perceber na tabela 2 a distribuição dos resultados das classes por área em hectare.

Tabela 2. Distribuição da porcentagem das classes classificadas em relação a área total (2440 ha) da zona ribeirinha.

Classe	SAM	Maxver	Mindis
Não Floresta	23%	22%	21%
Floresta	55%	55%	54%
Arbustiva	21%	23%	24.60%

No Capítulo 1, trabalhamos com dados facilmente acessíveis que utilizam imagens do satélite Landsat, nesse capítulo trabalhamos com imagens Sentinel-2, com um pixel de tamanho 9 vezes menor, o que indica uma melhor resolução. Partindo dos resultados obtidos no capítulo anterior, utilizando as imagens de alta resolução Esri como referência. Comparamos os resultados para a área de toda a zona ribeirinha da microbacia. Para isso, somamos os valores das classes arbustivas e de florestas, para calcular os percentuais de floresta ribeirinha para toda a zona ribeirinha, podendo ser observado na tabela 3.

Tabela 3. Comparação da porcentagem dos valores de floresta + arbustiva, pelos métodos em comparação com a imagem de alta resolução – referência.

Área	Zona ribeirinha microbacia
GFC	0.75
PRODES	0.4
SAM	0.98
MINDIS	0.99
MAXVER	0.98

A tabela 3 nos apresenta resultados referentes a comparação com os resultados da imagem de alta resolução, e mesmo trabalhando com dados de 2019 (Sentinel-2), tivemos resultados quase idênticos (>97%) da floresta estimada via imagens de alta resolução. O que demonstra acurácia dos dados

através de classificações supervisionadas de imagens.

A classe Floresta da classificação SAM obteve um total de 10 hectares (0.8%) a mais que a classe máxima verossimilhança e 30 hectares (2.5%) a mais que a classificação de distância mínima para a classe Floresta, obtendo também o melhor índice kappa dentre as classificações. Outro destaque importante, foi a presença mais elevada da classe não floresta na classificação Mindis, e ao mesmo tempo a melhor classificação índice kappa para a classe dentre as classificações. O SAM demonstrou uma menor variação nos índices de acurácia e Índice Kappa entre as classes e demonstrou resultados satisfatórios. O SAM é apontado por SOLARI et al., 2017 como uma boa classificação para discriminar classes de vegetação.

As imagens Sentinel-2, quando comparadas com a imagem de alta resolução, notou-se pouca diferença, com resultado acima de 97% para as três classificações. Através da composição falsa cor com as bandas “8-4-3”, obtivemos uma imagem de qualidade (THANH; KAPPAS, 2018) para realização da classificação. A classificação supervisionada requer empenho na classificação dos algoritmos para treinamento, um pixel marcado de forma equivocada comprometerá sua classificação visivelmente nos índices Kappa. As bandas B8 e B4 foram importantes na classificação das classes “arbustiva” e “floresta”.

Dentre as três classificações supervisionadas testadas no estudo, a classificação do mapeamento pelo ângulo espectral apresentou os maiores valores para coeficiente kappa. No entanto, não houve tanta diferença nos valores da classificação de Distância mínima. Comparamos com outros estudos que fizeram testes de classificações, e notamos que a diferença pode variar muito de ambientes, ou até mesmo na quantidade de pixels presentes no buffer. Nas classificações supervisionadas, existem diferentes valores para tamanho dos polígonos, o que poderia ser uma das razões para essa variação.

As três classificações supervisionadas obtiveram bons resultados no coeficiente kappa das classes de “floresta” e “arbustiva”, uma boa razão para isso acontece pelas classes se sobressaírem em relação as demais, por ter uma resposta maior na banda do infravermelho próximo, o que tende a levar os métodos a classificar para classe de vegetação, apesar de a maior parte da área do pixel não corresponder à vegetação. No entanto, ambas as classificações

apresentaram valores satisfatórios, a ver pelo valor do Índice Kappa, que juntamente com as classificações foram processados através do plugin “SCP” – Semi Classification Plugin – provando ser uma aplicação robusta para a realização de classificações supervisionadas.

4 CONCLUSÃO

As imagens do satélite Sentinel-2 demonstraram resolução suficiente para trabalhar com segurança no monitoramento e identificação da vegetação ribeirinha presente na microbacia do Igarapé São Francisco. As imagens apresentaram avanços em relação aos dados utilizados no capítulo 1, quando comparados com uma imagem de alta resolução, os dados tiveram acurácia maior que 97%. A sua resolução temporal, a qual apresenta alto poder de revisita (cinco dias), aumenta a probabilidade de imagens sem nuvens em determinada região – o que pode ser um desafio em regiões tropicais, as quais possuem altos índices pluviométricos.

Dentre as classificações utilizadas, o SAM apresentou-se como o mais preciso nos índices Kappa e de acurácia; quantitativamente, em resposta à classificação supervisionada, o melhor resultado foi o SAM pois apresentou a melhor relação entre avaliação da classificação e Índice Kappa.

Ainda, os resultados podem, também, auxiliar órgãos ambientais que realizam o monitoramento dentro das áreas de preservação, como o SISCAR que realiza fiscalização de propriedades privadas e a SEMA, que monitora a zona ribeirinha em todo o estado.

AGRADECIMENTOS

Ao SETEM – Setor de Estudos do Uso da Terra e de Mudanças Globais (Setem) do Parque Zoobotânico, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Acre, Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACRE. Governo do Estado do Acre. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. **Zoneamento Ecológico Econômico do Acre**. Fase II, Rio Branco, AC, 2. ed. 2006, 356p. Disponível em: <
http://sema.acre.gov.br/wp-content/uploads/sites/20/2020/04/Documento_Sintese.pdf> Acesso em: 26 jan.2020.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. 1 rd. ed. 1999, 346p.
- DAHM, C.; CLEVERLY, J.; COONROD, J.; THIBAUT, J.; MCDONNELL, D.; GILROY, D. Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. **Freshwater Biology**, v.47, p. 831-843, 2002. Disponível em: < <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00917.x>>. Acesso em: 13 jun. 2016.
- ESA. **Sentinel -2**. European Spacial Agency. EU, 2000-2019. Disponível em:
<<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>>. Acesso em:14 set. 2018.
- ESA. **Sentinel -2 User Handbook**. European Spacial Agency. EU, 2015. Disponível em:<https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook>. Acesso em: 13 out. 2018.
- GFC. **Global Forest Change**. Universidade de Maryland, EUA. 2018. Disponível em < http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html>. Acesso 22 out. 2018.
- INPE. **PRODES-Amazônia**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Brasil, 2019. Disponível em <
http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes/pdfs/Metodologia_Prodes_Deter_revisada.pdf> Acesso em : 23 out. 2019
- HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; MOORE, R.; M. HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAYINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G.

- High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n.6160, p. 850-853, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1244693>> Acesso em: 05 jul. 2019.
- HULTINE, K.R.; SCOTT, R. L.; CABLE, W. L.; GOODRICH, D. C.; WILLIAMS, D. G. Hydraulic redistribution by a dominant, warm-desert phreatophyte: seasonal patterns and response to precipitation pulses. **Functional Ecology**, v. 18, p. 530-538, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.0269-8463.2004.00867.x>> Acesso em: 05 jul. 2019.
- JOHANSEN, K.; COOPS, N.C.; GERGEL, S.E.; STANGE, Y. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. **Remote Sensing. Environment**. v.110, n. 1, p. 29-44, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.014>> Acesso em: 05 jun. 2018.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977. Disponível em: <<https://doi.org/10.2307/2529310>> Acesso em: 04 out. 2019.
- LATUF, M. O. **Modelagem hidrológica aplicada ao planejamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Acre**, 2011. 240 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP.
- METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.4322/natcon.00801017>> Acesso em: 26 jan.2020.
- NAIMAN, R. J.; FETHERSTON, K.L.; MCKAY, S.; CHEN, J. **Riparian forests. River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion** (ed. by R.J. NAIMAN and R.E. BILBY), pp. 289–323. Springer Verlag, New York, 1998.
- NOBREGA, R.; ZIEMBOWICZ, T.; NUNES T.; GILMAR; G. A.; AMORIM, R.; CARDOSO, D.; JOHNSON, M.; SANTOS, T.; COUTO, E.; GEROLD, G. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00819>> 2020.> Acesso em: 21 jan.2020.
- NUNES, S.; BARLOW, J.O.S.; GARDNER, T.; SIQUEIRA, J.; SALES, M.; SOUZA, C. A 22-year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v.42, n. 3, p. 193-203, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S03768929140003556>>. Acesso em: 15 set. 2019.
- PINHEIRO, R. A. B. **Análise do processo de degradação/desertificação na bacia do Riacho Feiticeiro, com base no DFC, município de Jaguaribe-Ceará**. 2011. 126 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará,

Fortaleza, CE.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. 2. ed. São Paulo, 2012, 176p.

SHIMABUKURO, Y. E.; PONZONI, F. J. **Mistura Espectral: modelo linear e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos, 2017, 128p.

SOLARI, R. A. F. **Aplicação de métodos de classificação supervisionada em imagens do Sentinel-2, como suporte ao cadastro ambiental rural**. 2017. 150 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade de Brasília, Brasília, DF.

SOTHE, C.; LIESENBERG, V.; ALMEIDA, C. M. de; SCHIMALSKI, M. B. Abordagens para classificação do estágio sucessional da vegetação do parque nacional de São Joaquim empregando imagens Landsat-8 e RapidEye. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 23, n. 3, p. 389-404, 2017. <Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1982-21702017000300026>> Acesso em: 03 nov. 2019.

NOI, T. P.; KAPPAS, M. Comparison of Random Forest, k-Nearest Neighbor, and Support Vector Machine Classifiers for Land Cover Classification Using Sentinel-2 Imagery. **Sensors**, v. 18, n. 1, 2017. . <Disponível em: <https://doi:10.3390/s18010018>.> Acesso em: 03 nov. 2019.

USGS EROS. **Archive - Sentinel-2**. U.S. Geological Survey, Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, 2017. Disponível em: <https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-sentinel-2?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects>. Acesso em: 2019.

USGS. **United States Geological Survey**. Earth Explorer. 2020. Disponível em <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 03 jan.2020.

ZAITUNAH, A.; SAMSURI, A.; AHMAD, R. Normalized difference vegetation index (ndvi) analysis for land cover types using landsat 8 oli in besitang watershed, Indonesia. **IOP Conference. Series: Earth and Environmental. Science**, v. 126, 2018. Disponível em <<http://https://doi:10.1088/1755-1315/126/1/012112>>. Acesso em: 03 jun.2020.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A zona ribeirinha tem importante relevância na qualidade da água, além de manter boas condições nos ambientes. Avaliamos meios de discriminar a vegetação ribeirinha e podemos constatar que com o desenvolvimento de mapas mais acurados da zona ribeirinha (combinado com a análise de dados remotamente detectados no solo) é um primeiro passo importante para orientar ações eficientes de monitoramento dessas áreas pelos órgãos ambientais reguladores.

Para esse estudo e no uso dos presentes dados, notamos o método de GFC como um meio fácil e útil para mapeamento preliminar das florestas na zona ribeirinha. Não recomendamos o uso de dados de PRODES para esta finalidade. As imagens Sentinel-2 demonstraram que com o uso das classificações supervisionadas, apresentam-se como uma importante ferramenta para estudos na zona ribeirinha principalmente pela acurácia em relação a imagem de alta resolução, como também a disponibilidade de sua ótima resolução temporal que permite buscar as melhores imagens para realizar trabalhos de monitoramento.

Os métodos apresentados nesse trabalho podem auxiliar no processo de gestão e acompanhamento, identificação e quantificação da zona ribeirinha em uma microbacia alterada. O desafio da gestão passa a ser a complementação desse tipo de trabalho com outros fatores como monitoramento da biodiversidade.

Através dos resultados obtidos, visando estimar e monitorar a vegetação presente na zona ribeirinha, apontamos algumas recomendações:

- Para saber com segurança a extensão da vegetação presente em zona ribeirinha, trabalhar com sentinel-2 pois a acurácia está acima de 97%.
- Para trabalhos mais rápidos, utiliza-se como um meio preliminar GFC, que oferece aproximadamente 80% de acurácia.

- PRODES não é recomendado para esse tipo de estudo porque subestima significativamente os valores.